



Titre: Rôles de la pression et de la biosorption dans l'efficacité du procédé
Title: biotours séquencées

Auteur: Catherine Morin
Author:

Date: 1998

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Morin, C. (1998). Rôles de la pression et de la biosorption dans l'efficacité du
Citation: procédé biotours séquencées [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal].
PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/6912/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/6912/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:**
Advisors:

Programme: Unspecified
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

RÔLES DE LA PRESSION ET DE LA
BIOSORPTION DANS L'EFFICACITÉ
DU PROCÉDÉ BIOTOURS SÉQUENCÉES

CATHERINE MORIN

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE DE MAÎTRISE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)

AVRIL 1998



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-38698-8

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE

Ce mémoire intitulé :

RÔLES DE LA PRESSION ET DE
LA BIOSORPTION DANS L'EFFICACITÉ
DU PROCÉDÉ BIOTOURS SÉQUENCÉES

présenté par : MORIN Catherine

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. DESJARDINS Raymond, M.Sc.A., président

M. COMEAU Yves, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. RAMSAY Bruce, Ph.D., membre

REMERCIEMENTS

Comme cette épreuve de détermination et d'auto-motivation s'achève, j'aimerais remercier quelques personnes de leur aide et de leur appui. Je remercie tout d'abord la compagnie Éco Équipements et Procédés inc. et son président, M. Gaétan Desjardins, de m'avoir fait confiance pour la réalisation d'une phase importante de son projet de recherche sur les Biotours Séquencées. Merci aussi à M. Martin Boudreau et à son équipe du département de recherche et développement pour leur soutien et leur contribution à l'établissement d'une ambiance de travail amicale.

Merci à MM. Denis Bouchard et Marcel Dugal du laboratoire d'environnement de l'École polytechnique pour leur assistance toujours efficace et cordiale et dont la présence a su agrémente mes journées au laboratoire.

Merci aussi à mon directeur, le professeur Yves Comeau, pour ses précieux conseils et sa supervision toujours discrète et bienveillante.

Enfin et surtout, merci à mes parents et amis proches de m'avoir soutenue et encouragée au cours de ces deux années afin que je demeure sur le chemin qui mène à l'obtention de quatre petites lettres bien significatives : M.Sc.A.

RÉSUMÉ

Le projet Biotour Séquencée (BTS) a pour objectif final la commercialisation d'un réacteur biologique du même nom. Il s'agit d'une initiative de la compagnie ÉCO Équipement et Procédés inc. Ce réacteur qui n'existe à l'heure actuelle qu'à l'échelle banc d'essai, vise le traitement aérobique de faibles débits d'effluents fortement chargés en matière organique biodégradable. Le procédé BTS mise sur l'épuration des effluents par une biomasse fixée sur un géotextile spécial. Essentiellement, les rejets sont traités par cuvées dans un système de deux tours reliées par la base entre lesquelles le liquide est transvidé à répétition en cours de traitement. Le transfert est forcé par un coussin d'air et l'aération se fait sous pression grâce au poids de la colonne d'eau contenue dans la colonne adjacente.

Le réacteur se veut efficace, simple, sans pièces mécaniques mobiles, permettant une bonne distribution du liquide et de l'air, à l'épreuve du colmatage et peu énergivore.

Le but des travaux d'expérimentation rapportés dans le présent document était d'étudier les possibilités du procédé BTS et d'observer sa performance sous diverses conditions de charge appliquée, de pression, de temps de contact et d'aération. On voulait aussi, à cette étape, ajuster le système afin qu'il génère un effluent qui, après une simple décantation, respecterait les normes de rejet en DBO et en MES.

Le mécanisme d'épuration sous-tendant le procédé BTS comprend deux étapes :
1) le contact du biofilm avec le substrat contenu dans l'effluent à traiter pour adsorption de la matière organique
2) la dégradation en milieu gazeux sous pression de la matière organique préalablement adsorbée.

Les hypothèses sur lesquelles reposent les hautes performances escomptées sont les suivantes :

1) le géotextile spécial (biotextile) utilisé comme support microbien permettrait d'abriter et de protéger de l'écrasement une très grande concentration de micro-organismes grâce à sa grande surface spécifique et à la rigidité de ses fibres;

- 2) l'aération sous pression et la perméabilité du géotextile devraient permettre une meilleure pénétration de l'air dans le biofilm et permettre ainsi d'obtenir une plus grande épaisseur active que celle que l'on retrouve généralement dans les biofilms;
- 3) le pourcentage de transfert d'oxygène obtenu dans ce système devrait être très élevé et permettre la réduction du débit d'aération;
- 4) le passage des bulles d'air à travers la liqueur mixte devrait favoriser sa floculation et permettre un bon mélange du liquide.

Un montage expérimental composé d'un modèle réduit des biotours d'un volume total de 66 l et d'un décanteur a été utilisé pour estimer les capacités épuratoires du procédé. On a, pour ce faire, alimenté le modèle réduit avec une eau usée réelle provenant d'un abattoir bovin, en l'occurrence l'abattoir Forget, situé à Terrebonne, et on l'a fait fonctionner selon les mêmes conditions d'alimentation, d'aération, de fréquence de transfert et de pression que celles prévues pour les biotours à pleine échelle. Un système de colonne d'eau a été installé pour imiter la pression qui serait causée par la colonne d'eau dans le système réel. Les autres essais réalisés à l'aide du montage expérimental avaient pour but de mesurer l'effet de divers paramètres tels que la surface de géotextile, la pression, le débit d'aération et la fréquence de transfert sur l'efficacité épuratoire des biotours. Diverses modifications au montage et au mode de fonctionnement ont aussi été apportées afin de tenter d'obtenir un effluent dont le surnageant de décantation respecterait les normes de rejet de 30 mg/l en MES et en DBO_5 .

Les résultats montrent que les biotours peuvent enlever plus de $1,5 \text{ kg DBO}_5 / \text{m}^3 \text{ réacteur} \cdot \text{d}^{-1}$. On a pu enlever 80 g DBO_5 filtrée et plus de matière organique par m^2 de surface de géotextile. La surface de géotextile s'est avérée être un paramètre ayant beaucoup d'influence sur la qualité de l'effluent. Ainsi, à 80 g DBO_5/m^2 , l'effluent obtenu était de couleur foncée et impossible à séparer par décantation alors qu'à 33 g DBO_5/m^2 on obtenait une liqueur mixte décantable et moins colorée. On n'a par ailleurs

pas réussi, malgré les diverses modifications apportées au montage et à son mode d'opération, à obtenir un surnageant de décantation qui contienne moins de 30 mg de matières en suspension par litre.

La pression ne semble pas avoir d'effet sur l'efficacité d'épuration. On a en effet observé le même enlèvement de matière organique sous une pression relative de 70 kPa que sous une pression de 0 kPa, tant en quantité globale qu'en vitesse de disparition. Dans la gamme des fréquences de transfert testées, ce paramètre n'a pas engendré d'effet observable non plus : les courbes de disparition de la $DCO_{filtrée}$ obtenues de l'opération des biotours avec des transferts à toutes les 5, 10 ou 20 minutes sont toutes semblables. Les différents débits d'aération 4,7 l/min, 0,40 l/min et 0,21 l/min étaient tous suffisants, de sorte que l'aération n'a pas influencé la cinétique d'enlèvement de la DCO.

Avec une charge applicable de $1.5 \text{ kg DBO}_5 / \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, les biotours se comparent aux systèmes à boues activées conventionnels ($0,8$ à $1,9 \text{ kg} / \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, selon Metcalf & Eddy, 1991) et aux réacteurs biologiques séquentiels à haute charge. Du point de vue de la charge applicable par unité de surface et par jour, les biotours sont plus performantes que leur procédé compétiteur, les biodisques.

Les biotours étant très efficaces dans l'enlèvement de la matière organique soluble, elles peuvent être utilisées de façon avantageuse comme système de pré-traitement dans les cas d'effluents fortement chargés comme ceux des industries de l'agro-alimentaire. On doit cependant prévoir un bassin d'égalisation des débits puisque leur alimentation se fait par cuvée. Elles devront en outre, si l'on désire en rejeter l'effluent directement au cours d'eau, être complétées au moins par des dispositifs de dégraissage et de déphosphatation.

ABSTRACT

The goal of the Sequencing BioTower (SBT) project is to develop a bioreactor under this last name. ECO Process and Equipement has initiated the project. Presently, the reactor only exists at bench scale, but it is hoped that it will be used at larger scale for the aerobic treatment of high strength, low flow effluents. The SBT water treatment process is based on the action of attached-growth microorganisms on a special geotextile matrix.

The waste waters are treated in a two-tower system. The two towers are linked together at their base, allowing the liquid to be repeatedly transferred from one side to the other during the course of the treatment. The movement of liquid between the towers is forced by an inflow of air that also allows for aeration.

The SBT reactor is simple and doesn't contain any moving mechanical part. Its configuration allows for a good distribution of air and liquid, while preventing fouling. The system also has a low energy requirement.

The reported experimental work was aimed at determining the potential of the SBT process, and assessing its behavior under different conditions of organic matter loading, pressure, transfer frequency and aeration. We also tried to adjust the system so that it would lend an effluent that would comply with the regulations for BOD and SS, that is, $< 30 \text{ mg/l}$ for each of them.

The treatment mechanism underlying the SBT process involves two alternate steps:

- 1) the contact between the biofilm and the substrate present in the effluent, allowing adsorption of organic matter, and
- 2) the degradation, under pressurized gaseous conditions, of the previously adsorbed organic matter.

The expected high performance of the system was supported by the following hypothesis:

- 1) the geotextile used as a microbial support should carry a high concentration of microorganisms and protect these from being compressed by the surrounding gas pressure through the stiffness of its fibers;
- 2) the combined effects of aeration under pressure and geotextile permeability should allow for a better gas diffusion in the biofilm, thus creating an active layer thicker than that usually seen in conventional attached-growth systems;
- 3) the high oxygen transfer rate obtained with the system should permit the use of lower aeration rates;
- 4) bubbling of air through the mixed liquor should favor flocculation and allow for good mixing.

An experimental set-up composed of small-scale biotowers (66 l total volume) and a sedimentation tank was used to assess the treating capacity of the process. The system was fed real wastewater coming from the Forget slaughterhouse located in Terrebonne, Que. At first, the feeding, aeration transfer frequency and pressure conditions were identical to those planned to be applied at full scale. A water column was set up to emulate the pressure conditions that would prevail in the real system. The other experiments carried with the bench-scale SBT were aimed at measuring the effects of various parameters — such as geotextile area, pressure, aeration rate and transfer frequency — on treatment efficiency. Several modifications were also made to set-up and operating mode to obtain a sedimentation supernatant complying with the 30 mg/l BOD and SS regulations.

Our results showed that the biotowers can remove more than 1,5 kg BOD₅ / m³ of reactor, and more than 80 g BOD₅/ m² of geotextile. The geotextile area proved to be of prime importance in affecting the quality of the effluent obtained. Thus at a level of 80 g/m², the effluent had a dark color and was impossible to clarify by sedimentation, whereas a 33 g/m² loading level allowed for the sedimentation of a lightly colored mixed

liquor. It was not possible to bring the SS level below 30 mg/l, despite the changes that have were made to the experimental set-up and its operation mode.

Pressure did not seem to have an effect on the treatment efficiency. Both the removal rate and the quantity of organic matter removed remained the same, whether at a relative pressure of 0 or 70 kPa (10 psi). Within the range of transfer frequency tested, no significant effect was seen: the filtered COD curves were all the same with transfers taking place every 5, 10 or 20 minutes. Also, the various aeration conditions tested (4.7 l/min, 0.40 l/min and 0.21 l/min) were all sufficient, so that the kinetics of COD_f removal was not affected by this parameter.

With an organic loading of 1.5 kg BOD₅/m³, the SBT system was comparable to conventional activated sludge systems (0.8 to 1.9 kg/m³) and with high rate sequencing batch reactors. From the standpoint of applicable loading per surface unit per day, the biotowers process was more effective than its rival the rotating biological contactor.

Biotowers, being very effective in removing soluble organic matter, could be used as pre-treatment step for systems with highly loaded effluents such as those coming from the agro-food industry. It is however, necessary for such batch operated systems to include an equalization tank to regulate the flow. Also, if the treated effluent is to be discharged directly to watercourse, it will have to be further treated to remove phosphorus, oils and grease.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---------------------------------------------------------|-------|
| REMERCIEMENTS | iv |
| RÉSUMÉ | v |
| ABSTRACT | viii |
| LISTE DES TABLEAUX..... | xiv |
| LISTE DES FIGURES | xv |
| LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES..... | xvi |
| LISTE DES ANNEXES | xviii |
| CHAPITRE 1 : PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS | 1 |
| 1.1 PROBLÉMATIQUE | 1 |
| 1.2 OBJECTIFS DU PROJET DE RECHERCHE | 3 |
| CHAPITRE 2 : REVUE DE LA LITTÉRATURE | 4 |
| 2.1 BIOFILM | 4 |
| 2.1.1 Métabolisme | 5 |
| 2.1.2 Transport et épaisseur du biofilm | 5 |
| 2.1.3 Détachement..... | 7 |
| 2.2 LES GÉOTEXTILES | 8 |
| 2.3 CONDITIONS AFFECTANT LE TRAITEMENT BIOLOGIQUE | 9 |
| 2.3.1 La pression | 9 |
| 2.3.2 L'intensité de mélange | 11 |
| 2.3.3 La biosorption | 12 |
| 2.4 PROCÉDÉS APPARENTÉS | 13 |
| 2.4.1 Procédés à biomasse en suspension | 13 |
| 2.4.2 Procédés à biofilm..... | 15 |

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------|----|
| 2.5 EXIGENCES DE REJET | 17 |
| 2.6 EXEMPLE D'UTILISATION DES GÉOTEXTILES COMME SUPPORT MICROBIEN | 18 |
| CHAPITRE 3 : MATÉRIEL ET MÉTHODES | 20 |
| 3.1 MONTAGE..... | 20 |
| 3.1.1 Les tours | 20 |
| 3.1.2 Les bassins..... | 22 |
| 3.1.3 Pompes, compresseur et mélangeur..... | 22 |
| 3.1.4 Panneau de contrôle et vannes solénoïdes..... | 23 |
| 3.1.5 Le biotextile support | 23 |
| 3.1.6 Fonctionnement du système de biotours à l'échelle banc d'essai | 23 |
| 3.2 LES EAUX USÉES..... | 24 |
| 3.3 MÉTHODES D'ANALYSE | 26 |
| 3.4 PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL..... | 26 |
| 3.4.1 Efficacité des biotours dans l'enlèvement de la matière organique..... | 28 |
| 3.4.2 Vérification de l'effet de la pression sur le traitement | 28 |
| 3.4.3 Évaluation de l'effet de la surface de géotextile | 29 |
| 3.4.4 Influence de la fréquence de transfert et du débit d'aération | 29 |
| 3.4.5 Tentatives d'obtention d'un surnageant contenant moins de 30 mg MES / l.... | 29 |
| 3.5 CHRONOLOGIE DES ESSAIS | 30 |
| CHAPITRE 4 : RÉSULTATS | 34 |
| 4.1 PÉRIODE DE DÉMARRAGE | 34 |
| 4.2 PHASE 1 : GÉOTEXTILES TUBULAIRES..... | 37 |
| 4.2.1 Analyses physico-chimiques | 37 |
| 4.2.2 Drainage et colonisation des biotextiles, phase 1 | 40 |

| | |
|-------------------------------------------------------------------|--------|
| 4.3.1 Influence de divers paramètres d'opération | 42 |
| 4.3.2 Biosorption initiale..... | 48 |
| 4.3.3 Dénitrification..... | 48 |
| 4.3.4 Décantation | 50 |
| 4.3.5 Drainage et colonisation des biotextiles, phase 2 | 52 |
| 4.3.6 Observations microscopiques | 54 |
| CHAPITRE 5 : DISCUSSION | 56 |
| 5.1 ENLÈVEMENT DE LA MATIÈRE ORGANIQUE CARBONÉE | 56 |
| 5.1.1 Modélisation de la cinétique d'enlèvement | 57 |
| 5.2 IMPORTANCE DE LA SURFACE DE BIOTEXTILE..... | 59 |
| 5.3 MODÉLISATION : BIOSORPTION/DÉGRADATION EN MILIEU GAZEUX | 59 |
| 5.4 EFFET DE L'AÉRATION | 64 |
| 5.6 ÉQUIPEMENT COMPLÉMENTAIRE..... | 66 |
| 5.6.1 Bassin d'égalisation | 68 |
| 5.6.2 Étapes de traitement additionnelles | 68 |
| CHAPITRE 6 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS | 70 |
| 6.1 CONCLUSION | 70 |
| 6.2 RECOMMANDATIONS..... | 72 |
| RÉFÉRENCES..... | 74 |
| ANNEXES..... | 78 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tableau 2.1 - Effet de la pression sur divers paramètres..... | 10 |
| Tableau 2.2 - Paramètres influençant la biosorption..... | 13 |
| Tableau 2.3 - Les différents types de filtres biologiques..... | 17 |
| Tableau 3.1 - Caractéristiques des eaux brutes utilisées pour alimenter les biotours..... | 25 |
| Tableau 3.2 - Paramètres analysés et méthodes d'analyse..... | 37 |
| Tableau 3.3 - Appellation des activités expérimentales..... | 31 |
| Tableau 3.4 - Chronologie des essais..... | 32 |
| Tableau 4.1 - Moyennes des résultats d'analyses complètes, périodes 2, 3 et 5..... | 38 |
| Tableau 4.2 - Moyennes des paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyses, périodes 2, 3 et 5..... | 39 |
| Tableau 4.3 - Paramètres de colonisation du biotextile, fin de la phase 1..... | 40 |
| Tableau 4.4 - Enlèvement total de la DCO et taux d'enlèvement de la DCO filtrée, périodes 5 à 6e..... | 44 |
| Tableau 4.5 - Pourcentages de transfert d'oxygène minimum requis pour traiter entièrement l'affluent en milieu liquide..... | 45 |
| Tableau 4.6 - Paramètres de colonisation du biotextile, fin de la phase 2..... | 52 |
| Tableau 5.1 - Pourcentages de transfert d'oxygène en fonction de la taille des bulles d'air..... | 65 |
| Tableau 5.2 - Domaines d'application des biofiltres..... | 66 |
| Tableau 5.3 - Comparaison des biotours avec d'autres procédés..... | 67 |
| Tableau 5.4 - Volume des biotours et rapport des volumes d'égalisation en fonction du nombre de cuvées par jour..... | 69 |

LISTE DES FIGURES

| | | |
|--------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figure 3.1 - | Schéma du montage expérimental..... | 21 |
| Figure 4.1 - | Évolution du pourcentage d'enlèvement de la DCO _{filtrée} , périodes 1 à 6.. | 35 |
| Figure 4.2 - | Évolution des MES et de la DCO _f dans l'affluent et l'effluent des biotours (périodes 1 à 6)..... | 36 |
| Figure 4.3 - | Représentation schématique des volumes estimés, deux transferts après l'alimentation des biotours, fin de la phase 1..... | 41 |
| Figure 4.4 - | Ensemble des courbes d'enlèvement de la DCO _f , périodes 6a à 6e..... | 43 |
| Figure 4.5 - | Relation entre le taux de croissance dispersée et l'âge des boues..... | 47 |
| Figure 4.6 - | Essai de dénitrification réalisé en laboratoire avec la liqueur mixte des biotours, 17/09/97..... | 49 |
| Figure 4.7 - | Évolution de la teneur en MES dans le surnageant de décantation..... | 51 |
| Figure 4.8 - | Représentation schématique des volumes estimés, deux transferts après l'alimentation des biotours, fin de la phase 2..... | 53 |
| Figure 5.1 - | Représentations semi-logarithmiques des suivis de la DCO _{filtrée} | 58 |
| Figure 5.2 - | Modélisation et évaluation de l'importance d'un mécanisme de strict traitement en milieu gazeux..... | 63 |

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES

| | |
|------------|---------------------------------------------------------------------------|
| A: | surface de géotextile |
| A_t : | surface totale d'accrochage du biofilm |
| aff.: | affluent |
| alc.: | alcalinité |
| b : | biosorption |
| BTS: | biotours séquencées |
| cfh: | pieds cubes par minute (" <i>cubic feet per hour</i> ") |
| C_i : | concentration initiale de DCO_f |
| C_t : | concentration résiduelle de DCO_f à l'instant t |
| DBO_5 : | demande biochimique en oxygène 5 jours |
| DCO: | demande chimique en oxygène |
| eff.: | effluent |
| eq: | équivalent |
| f: | filtré |
| F: | fréquence de transfert du liquide |
| F/M: | rapport " <i>food to microorganisms</i> " |
| k : | taux spécifique d'utilisation maximal du substrat |
| K_s : | constante de saturation pour le substrat |
| MES: | matières en suspension |
| MVES: | matières volatiles en suspension |
| n : | nombre de transferts ayant eu lieu depuis le début du cycle de traitement |
| NO_3^- : | nitrate |
| NTK: | azote total Kjeldahl |
| P: | phosphore |
| Q: | débit |

| | |
|---------------|----------------------------------------------|
| $S :$ | concentration de substrat |
| RBS: | réacteur biologique séquentiel |
| $r\% :$ | pourcentage total d'enlèvement |
| $r_{su} :$ | taux de consommation du substrat |
| $t:$ | total |
| $V_{cuvée}:$ | volume de la cuvette |
| $V_{mort}:$ | volume mort |
| $V_v :$ | volume du film liquide retenu par le biofilm |
| $V_{réact.}:$ | volume utile de réacteur |
| Yobs: | croissance apparente de la biomasse |
| $Z :$ | facteur de dilution |

LISTE DES ANNEXES

| | | |
|--------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Annexe I: | Photographies..... | 78 |
| Annexe II: | Caractéristiques techniques du géotextile utilisé..... | 80 |
| Annexe III: | Corrélation entre la DBO ₅ et la DCO..... | 81 |
| Annexe IV: | Résultats bruts de l'ensemble des analyses..... | 82 |
| Annexe V: | Paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyse... | 89 |
| Annexe VI: | Équations de calcul des paramètres de validation et d'interprétation..... | 97 |
| Annexe VII: | Volumes et surfaces relatifs aux différentes périodes d'opération.... | 98 |
| Annexe VIII: | Ensemble des suivis de la cinétique d'enlèvement de la DCO _{filtrée} | 99 |
| Annexe IX: | Tableau de calcul de la biosorption ayant lieu pendant la première minute de contact..... | 102 |
| Annexe X: | Résultats des tests de drainage réalisés sur les géotextiles des phases 1 et 2..... | 103 |
| Annexe XI: | Résultats de l'essai de dénitrification du 17/09/97..... | 107 |
| Annexe XII: | Pourcentage de l'oxygène fourni potentiellement utile à la biodégradation en fonction de la charge organique, de la fréquence de transfert et de la pression..... | 108 |
| Annexe XIII: | Exemple de calcul du temps requis pour l'épuration du substrat contenu dans le film liquide retenu sur le biofilm..... | 110 |

CHAPITRE 1 : PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS

1.1 PROBLÉMATIQUE

Il est depuis longtemps reconnu que l'épuration biologique des eaux usées est une technologie avantageuse qui utilise une ressource renouvelable, les bactéries, pour traiter les effluents municipaux et industriels. Les boues activées sont utilisées à cette fin, et avec succès, depuis le début du 20^e siècle. Les recherches en cours à ce jour visent à trouver de nouvelles façons de rendre les procédés biologiques plus compacts et moins énergivores.

Les systèmes à biomasse fixée ont déjà l'avantage de permettre l'obtention d'une grande concentration de micro-organismes et d'augmenter ainsi l'efficacité du traitement. Ces systèmes présentent toutefois quelques points faibles tels que la difficulté à répartir uniformément l'air et l'eau usée, le colmatage ainsi que la lourdeur de certains matériaux utilisés comme support microbien. Le procédé Biotour Séquencée® (BTS) a été conçu spécialement pour éviter les problèmes de colmatage et de distribution des fluides et permettre de réduire le poids du support.

Le procédé s'inspire aussi de la technologie des réacteurs biologiques séquentiels (RBS), qui sont aujourd'hui contrôlés par automate programmable et est donc simple d'utilisation. Cet aspect, en plus de la compacité, présente un grand intérêt pour les industries. En effet, ces dernières doivent traiter leurs rejets mais ne disposent pas de personnel spécialisé dans l'opération de systèmes complexes de traitement des eaux comme ceux à boues activées.

Les industries qui rejettent de petits débits d'eaux usées fortement chargées (ex : secteur agro-alimentaire) constituent le principal marché visé par cette technologie. Le choix du procédé BTS devrait, de plus, permettre une réduction considérable des coûts énergétiques associés au traitement des rejets.

En effet, le faible débit d'aération nécessaire au système abaisse la demande énergétique reliée à l'oxygénation. Selon Owen (1982), les coûts reliés à la consommation énergétique représentent près de 10 % du coût total associé aux usines de traitement par boues activées de faible capacité ($< 3\,800\text{ m}^3/\text{d}$) et jusqu'à 30 % des coûts pour les usines de grande capacité ($> 380\,000\text{ m}^3/\text{d}$). D'après l'Electric Power Research Institute (EPRI), ces mêmes coûts électriques peuvent représenter entre 20 et 35 % des budgets de fonctionnement des installations de traitement et d'épuration des eaux.

Les biotours séquencées forment un système de traitement des eaux complexe et innovateur spécialement conçu pour tirer parti des avantages des systèmes à biomasse fixée sans en avoir les points faibles. Les biotours séquencées sont une paire de tours dont les bases sont reliées par une conduite. Ces tours contiennent chacune une structure revêtue d'un géotextile (biotextile) destiné à abriter une très grande concentration de micro-organismes épurateurs. Sous la poussée d'un coussin d'air, la liqueur mixte est transférée d'une tour à l'autre à plusieurs reprises en cours de traitement. Le transfert de la liqueur mixte doit permettre à la biomasse fixée sur le biotextile d'être alimentée en substrat qu'elle dégradera par la suite lors d'un séjour en milieu gazeux sous pression. La pression régnant dans le volume d'air résulte du poids de la liqueur mixte présente dans la tour voisine et doit permettre une meilleure pénétration de l'oxygène dans le biofilm et donc une plus grande efficacité de traitement tant en vitesse de traitement qu'en réduction de la quantité d'air requis. Le biotextile supportant la biomasse a été spécialement conçu pour abriter une grande concentration de biomasse et pour être perméable aux fluides et résistant à la compression. Le mode d'installation du biotextile, en alvéoles carrées formant des tubes ininterrompus du haut au bas des tours, vise à permettre une bonne distribution de l'air et du liquide à travers le réacteur. Le réseau de canaux ainsi formé doit résister au colmatage grâce à la grosseur des canaux et à l'effet autonettoyant résultant du transfert périodique du liquide d'une tour à l'autre.

1.2 OBJECTIFS DU PROJET DE RECHERCHE

Le projet de recherche sur lequel porte le présent ouvrage a été réalisé pour le compte d'une entreprise de développement et de vente d'équipements de traitement des eaux. La méthodologie de recherche utilisée résulte donc d'un compromis entre les considérations théoriques et la rigueur scientifique nécessaires aux études universitaires et les impératifs de temps et d'argent de la compagnie initiatrice du projet, en l'occurrence Éco Équipements et Procédés inc, Terrebonne. Dans ce contexte, les objectifs visés par les expérimentations étaient :

- vérifier l'efficacité du procédé biotours séquencées pour l'enlèvement de la matière organique;
- vérifier si l'application d'une surpression au sein des tours augmente la vitesse de traitement ou la qualité de l'effluent obtenu;
- évaluer l'importance du mécanisme d'adsorption en milieu liquide et de dégradation en milieu gazeux;
- obtenir un effluent dont le surnageant de décantation respecte les normes de rejet de 30 mg / l en MES et en DBO₅;
- déterminer des paramètres d'opération et de conception: fréquence de transfert du liquide, quantité de géotextile et débit d'aération requis.

Le présent mémoire détaille en 6 chapitres les divers aspects entourant le programme de recherche intitulé Rôles de la pression et de la biosorption dans l'efficacité du procédé BTS. Ainsi, une revue de littérature répertorie les connaissances théoriques mises en relief par la problématique et les objectifs du programme de recherche. Le matériel et les méthodes ayant été utilisés pour la réalisation des essais sont ensuite présentés. Les chapitre subséquents rapportent les résultats obtenus lors de la phase expérimentale, discutent de ces résultats et proposent des explications théoriques avant de conclure. Quelques recommandations concernant le procédé mis à l'épreuve et les étapes à venir sont enfin présentées.

CHAPITRE 2 : REVUE DE LA LITTÉRATURE

Dans la présente revue de littérature, une grande part du texte est consacrée aux biofilms car ils forment le cœur des biotours séquencées. On y traite ensuite de l'influence de la biosorption et de certaines conditions d'opération sur le traitement biologique. Les procédés apparentés aux biotours séquencées font l'objet de la troisième section, suivie de courtes sections consacrées aux géotextiles et aux normes de rejet liquide en cours d'eau en vigueur au Québec, à titre d'objectifs de traitement visés par les biotours. Suit enfin un exemple d'utilisation des géotextiles comme support microbien pour le biotraitement d'une eau usée.

2.1 BIOFILM

Le biofilm peut être décrit comme un ensemble diversifié de micro-organismes, entourés d'une grande quantité de polymères extracellulaires, fixés sur un support. Les cellules comptent pour environ 20 à 50 % du volume occupé par le biofilm. Le support peut être constitué de pierres, de pièces de plastique ou de céramique, de morceaux de bois, de géotextile, etc. Le biofilm est un mélange complexe de bactéries autotrophes et hétérotrophes, anaérobies ou aérobies et d'organismes supérieurs dont la composition varie en fonction des conditions environnementales.

Les systèmes à biomasse fixée peuvent être utilisés pour l'enlèvement de la matière organique et de l'azote. Ils présentent plusieurs avantages par rapport aux systèmes à biomasse en suspension. Voici les plus importants :

- Une mise en activité rapide;
- Pas de risque de lessivage car la biomasse est fixée sur un support;
- Résistance aux fluctuations de charge;
- Compacité résultant de la grande quantité de biomasse présente;
- Possibilité de fonctionner à des charges très élevées.

Les biofilms comportent toutefois un risque de colmatage. Ce colmatage affecte la performance du procédé et peut être causé par une croissance excessive de biomasse ou par la rétention de particules inorganiques.

2.1.1 Métabolisme

Afin de mieux comprendre les biofilms, les chercheurs simplifient le système en utilisant des cultures pures et de la biomasse en suspension. Robinson *et al.*(1984) et Bakke *et al.*(1984) ont utilisé *Pseudomonas aeruginosa*, qu'ils ont fait croître dans un chemostat et sous forme de biofilm dans des conditions identiques (substrat, température, etc.). Ils ont montré que :

- Le taux spécifique maximal de croissance, la constante de saturation et la production de boues mesurés dans le chemostat et dans le biofilm sont à peu près identiques.
- Le taux de production de polymères extracellulaires est le même chez les bactéries en suspension que dans le biofilm mais les polymères s'accumulent dans le biofilm jusqu'à 50% du carbone organique.

2.1.2 Transport et épaisseur du biofilm

Plusieurs facteurs influencent le transfert du substrat. Entre autres, le taux d'enlèvement du substrat augmente avec l'épaisseur du biofilm, jusqu'à une épaisseur limite au-delà de laquelle il demeure constant. Des observations montrent que cette épaisseur-limite (ou épaisseur active) est proportionnelle à la concentration de substrat appliquée (Trulear et Characklis, 1982).

Le concept d'épaisseur active s'applique aux biofilms à population mixte. En fait, il a été observé que l'épaisseur atteinte par des biofilms de cultures pures, comme *P. aeruginosa*, excède rarement 50 μm alors que dans les mêmes conditions on obtient souvent des épaisseurs de l'ordre de 120 μm avec des cultures mixtes. Dans le cas de *P. aeruginosa*, une aérobie stricte, c'est la disponibilité de l'oxygène qui en limite la croissance.

Les conditions environnementales changent à l'intérieur du biofilm et les cultures pures ne peuvent pas s'adapter. Lorsque plusieurs types de micro-organismes sont présents, la croissance du biofilm au-delà de l'épaisseur active est attribuable à d'autres organismes. Ces organismes s'accommodent des nouvelles conditions mais ne sont pas considérés actifs, par exemple, pour l'enlèvement du substrat.

Plus le biofilm est dense, plus le flux de substrat qui le traverse est important. On observe une densification du biofilm, sous exposition à une forte concentration de substrat. À une certaine concentration assez élevée, concentration plafond, le flux de substrat cesse d'augmenter, limité par l'atteinte du taux de croissance maximal, le dépassement de l'épaisseur active du biofilm ou le manque d'oxygène ou de nutriments.

Par ailleurs, le coefficient de diffusion, tant du substrat que de l'oxygène, semble être en relation inverse avec l'âge du biofilm et avec son épaisseur d'après Siegrist et Gujer (1985).

Enfin, le régime hydraulique influence le transfert des substances dans le biofilm. Dans un environnement calme, la diffusion des substances vers le biofilm peut être limitée par la présence d'un épais film liquide. Des expériences réalisées par Trulear et Characklis (1982) à l'aide d'un Réacteur annulaire rotatif (RotoTorque) montrent une augmentation du taux d'enlèvement du glucose par un biofilm en fonction de la vitesse de rotation. En d'autres mots, plus la vitesse d'écoulement du fluide vecteur est élevée, meilleur est le transfert du substrat vers le biofilm.

2.1.3 Détachement

Le détachement est le terme employé pour le transfert de biomasse du biofilm au liquide environnant. C'est un phénomène dont on connaît mal la cinétique mais qui influence de façon importante la performance d'un système à biomasse fixée. Le détachement peut être scindé en deux catégories. D'abord, l'érosion, qui peut être définie comme l'arrachement continu de petits fragments de biofilm sous l'effet des forces hydrodynamiques, puis le décrochage (en anglais : *sloughing*), qui est la perte sporadique massive de débris de biofilm résultant d'une perte de capacité d'accrochage.

L'érosion est directement reliée au taux de croissance microbien du biofilm, tel qu'observé par Bakke *et al.* (1984) sur des cultures pures. Trulear et Characklis (1982), ont observé que le taux d'érosion augmente avec la force de cisaillement et avec l'épaisseur du biofilm. Wanner et Gujer (1988), proposent l'équation suivante pour modéliser l'érosion du biofilm :

$$r_E = -k_E L_f^2 X \quad (1)$$

où r_E = taux d'érosion du biofilm

k_E = taux spécifique d'érosion du biofilm

L_f^2 = épaisseur du biofilm

X = densité du biofilm

Alors que l'érosion est le mécanisme dominant de détachement des biofilms recevant peu de substrat et soumis à la turbulence, le décrochage est fréquemment observé dans les milieux à forte charge organique où l'écoulement est laminaire.

Le décrochage est un phénomène aléatoire pour lequel aucun véritable modèle n'existe. Le décrochage peut être l'élément limitant la performance des filtres biologiques. Il est causé par une foule de facteurs, dont voici quelques uns :

- pénurie d'oxygène dans les profondeurs du biofilm sous haute charge organique;
- formation de gaz sous conditions anaérobies;
- expansion de bulles de gaz entrappées dans le biofilm, causée par un changement de pression;
- choc thermique ou hydraulique.

Une augmentation rapide de l'apport en substrat peut aussi provoquer de forts décrochages de biofilm. Bakke (1983) a imposé des hausses subites de concentration en substrat à des biofilms de *Pseudomonas aeruginosa* dans un RotoTorque et a observé les phénomènes suivants :

- décrochage immédiat de matière de biofilm;
- nombre de cellules demeurant constant dans le biofilm;
- augmentation immédiate du taux spécifique d'enlèvement du substrat.

2.2 LES GÉOTEXTILES

Le terme géotextile désigne toute espèce de textile perméable utilisé en géotechnique. Ce sont des matériaux légers, robustes et polyvalents dont l'utilisation est de plus en plus répandue. Ils sont composés de polymères qui présentent de bonnes caractéristiques de force, durabilité, inertie chimique, etc. Le plus souvent, on utilise des fibres de polypropylène ou de polyester pour les fabriquer. Ils peuvent être tissés ou non tissés et avoir une épaisseur allant de très mince à assez épais. Les géotextiles peuvent

être combinés avec d'autres types de géosynthétiques ou d'autres matériaux pour former ce que l'on appelle les géocomposites.

Les géotextiles commencent à être utilisés comme support microbien dans le domaine du traitement des eaux usées. Valentis et Lesavre (1990), notamment, ont utilisé avec succès un réacteur aérobie à feuilles de géotextile. Le contenu de cet article est d'ailleurs exposé plus en détail à la section 2.6. L'utilisation de membranes géotextiles sur plan incliné est relatée dans le mémoire de maîtrise de Côté (1991). Il est aussi question de géotextiles utilisés comme support microbien dans le mémoire de Tchio (1996).

2.3 CONDITIONS AFFECTANT LE TRAITEMENT BIOLOGIQUE

2.3.1 La pression

Peu d'auteurs ont étudié l'effet de la pression sur l'efficacité des procédés biologiques de traitement des eaux. Ce sujet a fait l'objet d'un article publié par Ellis *et al.* (1992). Leurs résultats montrent une influence de la pression sur plusieurs paramètres de réponse, notamment la nitrification et la production de boues. Huang et Bates (1978), ayant opéré des biodisques sous des pressions allant jusqu'à 0,7 bar, avaient déjà observé une amélioration de la nitrification et de la décantabilité des boues.

Les résultats proviennent de l'opération en parallèle de deux systèmes identiques de biodisques à l'échelle laboratoire, avec un temps nominal de rétention hydraulique moyen de 4 heures et un affluent synthétique (194 mg DBO₅/l). Une des unités est opérée sous pression successivement à 1, 2, 3, 4, 5 et 6 bar. À chaque pression, les caractéristiques de son effluent et de ses boues sont comparées à celles du système de référence.

Tableau 2.1 - Effet de la pression sur divers paramètres (adapté de Huang et Bates, 1978)

| Pression appliquée (bar) | % Enlèvement | | % nitrification | Yobs |
|-----------------------------|------------------|------|-----------------|------|
| | DBO ₅ | DCO | | |
| P atm | 93,9 | 84,0 | 3,6 | 0,51 |
| 1,0 | 91,3 | 87,6 | 11,6 | 0,38 |
| 2,0 | 89,8 | 86,3 | 23,8 | 0,23 |
| 3,0 | 95 | 87,3 | 43,8 | 0,11 |
| 4,0 | 95 | 87,9 | 66,2 | 0,10 |
| 5,0 | 94,4 | 84,6 | 71,7 | 0,14 |
| 6,0 | 97,7 | 86,2 | 71,3 | 0,13 |

Les phénomènes suivants sont observés :

- la pression n’a pratiquement pas d’effet sur les taux d’enlèvements de la DBO et de la DCO;
- le taux de nitrification augmente avec la pression;
- le coefficient de production de boue diminue de façon importante avec l’augmentation de la pression;
- les boues issues du système pressurisé, qui à priori décantent mal, donnent des indices de volume des boues très bas après aération et faible agitation mécanique ;
- les boues issues du système pressurisé semblent plus facilement déshydratables.

Les auteurs de cette étude ne proposent aucune explication pour justifier les phénomènes observés.

2.3.2 L'intensité de mélange

L'influence du mélange sur les caractéristiques physiques des flocs biologiques a fait l'objet de travaux réalisés par Galil *et al.*(1991). Cette étude visait à comparer les caractéristiques des bioflocs obtenus dans des unités opérées en parallèle où toutes les conditions d'opération étaient identiques à l'exception de l'énergie de mélange appliquée.

Quatre unités de boues activées de laboratoire, suivies de décanteurs, alimentées en continu ($\theta_H=12$ heures) servent pour les essais. L'unité 1 est mélangée seulement par le débit d'aération alors que les 3 autres sont pourvues de mélangeurs mécaniques permettant d'induire des gradients de vitesse (G) différents.

Les équations suivantes sont utiles :

$$P = P_a + P_m \quad (2)$$

Avec

$$P_a = 110,5 Q_a \log(H / 34 + 1) \text{ où} \quad (3)$$

P_a et P_m sont respectivement les puissances d'aération et mécanique (en W)

Q_a est le débit d'aération en SCFM

et H , la hauteur de submergence du diffuseur (en pi)

En plus de,

$$G = (P/\gamma V)^{0,5} \quad (4)$$

où V est le volume de liquide en cm^3 et γ , la viscosité cinématique en cP.

Des équations reliant la taille des petits et des gros floccs avec le gradient G sont obtenues. Dans les deux cas la taille est fonction de $G^{0,71}$. Le diamètre des floccs est une fonction inverse de la turbulence régnant dans le bassin de boue activée, exprimée en termes de gradient de vitesse. Aux conditions fixées pour cette série d'expériences (20°C et 750 mg/l DCO, TRB=9,8 d) un gradient de vitesse de 70,1 s⁻¹ (4,9 W/m³) permettait d'obtenir la plus basse concentration en MES dans le surnageant du décanteur.

2.3.3 La biosorption

La biosorption est le nom que l'on donne à la disparition rapide de substrat que l'on observe au contact de la biomasse avec celui-ci. Une certaine quantité du substrat est ainsi mise en réserve par les bactéries. Cet emmagasinement se fait de différentes façons soit par adsorption sur les floccs ou par capture des particules.

La biosorption augmente avec le temps de contact pour atteindre un plateau après 30 minutes de contact. Le degré de biosorption augmente aussi rapidement avec la charge organique appliquée jusqu'à une valeur maximale après laquelle il décroît de façon asymptotique. On observe, de plus, une relation directe entre l'indice de volume des boues (IVB) et la biosorption. La quantité maximale de matière biosorbée obtenue (en appliquant 100 mg DCO/g MES avec un temps de contact de 10 minutes) lors des expériences est de 60 mg DCO/g MES mais en tout temps comprise entre 15 et 30 mg DCO/g MES lorsque l'IVB est inférieur à 150 ml/g.

Finalement, l'aération et surtout la température affectent la biosorption. On passe de 35 à moins de 10 mg DCO/g MES en opérant à 3 °C plutôt qu'à 24 °C (Pujol *et al.*, 1992). Le tableau 2.2, où b représente la biosorption, présente quelques exemples de valeurs qui donne un aperçu du degré d'influence de certains paramètres sur la quantité de matière biosorbée.

Tableau 2.2 - Paramètres influençant la biosorption (b; valeurs tirées de Pujol *et al.*, 1992)

| a) Indice de volume des boues | | c) température | |
|--------------------------------------|------------------|----------------------------|------------------|
| IVB (ml/g) | b (mg DCO/g MES) | T (°C) | b (mg DCO/g MES) |
| 320 | 35 | 24 | 35 |
| 160 | 17 | 3 | <10 |
| b) aération | | d) charge appliquée | |
| Aération | b (mg DCO/g MES) | mg DCO/g MES | b (mg DCO/g MES) |
| Suffisante | 45 | 200 | 25 |
| Insuffisante | 35 | 600 | 48 |
| | | 1500 | 25 |

2.4 PROCÉDÉS APPARENTÉS

Les procédés dont s'inspirent les biotours séquencés peuvent être classés en deux catégories, soient celle des procédés à biomasse en suspension et celle des procédés à biomasse fixée (biofilm).

2.4.1 Procédés à biomasse en suspension

2.4.1.1 Réacteur biologique séquentiel (RBS)

Contrairement aux procédés à boues activées réguliers, où le débit est traité en continu et passe d'un bassin à l'autre pour y subir les différentes étapes de traitement, le RBS est un procédé dans lequel les étapes de traitement se succèdent dans le temps plutôt que dans l'espace. On alimente le réacteur par cuvées et le remplissage, l'aération,

la dénitrification, la décantation et l'évacuation se font toutes, tour à tour, dans le même bassin.

Les biotours s'apparentent au RBS en ce qu'elles opèrent en cuvée. Ce mode de fonctionnement nécessite un bassin d'égalisation pour régulariser le débit. Le même bassin permet aussi d'avoir un taux de chargement assez constant malgré les variations journalières de l'effluent.

Le RBS a, de plus, l'effet bonus d'agir comme sélecteur. Au moment du remplissage, la biomasse est exposée à une importante concentration en substrat, ce qui permet de favoriser la croissance des bactéries agglutinantes au détriment des bactéries filamenteuses, réduisant ainsi les risques de foisonnement des boues.

2.4.1.2 Contact-stabilisation

La technique de contact-stabilisation est une technique qui s'avère très performante dans le traitement des effluents riches en matières colloïdales. Le traitement s'effectue dans 2 bassins séparés. Dans le premier bassin, la biomasse est mise en contact avec l'effluent pendant une période aussi courte que 30 minutes, durant lesquelles le substrat tant soluble que particulaire est adsorbé très rapidement. L'effluent intermédiaire passe alors dans un décanteur où la biomasse est séparée et acheminée dans un deuxième bassin pour la stabilisation. À ce stade les solides biologiques sont aérés pendant une période prolongée (typiquement 6 heures) durant laquelle ils digèrent la matière organique préalablement adsorbée et acquièrent un état de famine.

Les boues ainsi affamées sont retournées au début de la chaîne de traitement où elles sont à nouveau mises en contact avec l'effluent riche en matière organique. Ce procédé permet une réduction du volume total requis pour le traitement, puisque seules les boues recirculées passent par le bassin d'aération.

2.4.1.3 Boues activées en puits profond

Le procédé en puits profond (en anglais : "*deep shaft*") est un procédé à boues activées qui met la pression à profit pour augmenter l'efficacité du traitement. Dans ce système, le bassin d'aération est en forme de fosse cylindrique de très grande profondeur (50 à 150 m) et n'occupe qu'une faible surface de terrain. L'effluent à traiter y est injecté vers le bas dans un tube central et remonte éventuellement par les côtés. La pression qui règne dans la moitié inférieure de la fosse favorise la dissolution de l'oxygène et la longue remontée vers la surface permet un temps de contact prolongé des bulles d'air avec la liqueur mixte.

L'effluent du bassin d'aération est ensuite acheminé dans une unité de séparation qui utilise la flottation à air dissous. On profite ainsi de l'expansion que prennent les bulles d'air préalablement pressurisées pour faire remonter les solides à la surface. Un convoyeur de surface récupère les boues concentrées flottantes pour recirculation dans la fosse d'aération. On peut aussi prévoir un bassin de dégazage suivi d'un décanteur conventionnel pour la séparation solide/liquide.

2.4.2 Procédés à biofilm

Les deux procédés à biomasse fixée qui sont présentés ci-après sont ceux avec lesquels les biotours ont le plus de points en commun ou qui ont inspiré sa conception, en l'occurrence, les biodisques et les filtres biologiques.

2.4.2.1 Biodisques

Les biodisques sont des disques très rapprochés qui sont montés perpendiculairement à un arbre leur permettant de tourner. Ils ne sont que partiellement submergés dans un bassin contenant l'effluent à traiter et sont colonisés par une biomasse fixée. C'est la rotation des disques qui permet au biofilm d'être exposé en alternance au

substrat, pour adsorption, et à l'oxygène nécessaire à sa digestion. La force de cisaillement créée par la rotation du disque permet aussi de contrôler l'épaisseur du film microbien en plus de maintenir les fragments détachés en suspension pour qu'ils puissent être acheminés vers le décanteur secondaire.

Le taux d'enlèvement de la matière organique par le biofilm est dépendant de l'épaisseur de celui-ci et de l'arrivée du substrat et de l'oxygène jusqu'aux micro-organismes.

2.4.2.2 Les filtres biologiques

Les filtres biologiques sont des unités dans lesquelles la biomasse est fixée sur un médium granulaire. Ces systèmes permettent une réduction intéressante du volume requis pour le traitement car on y retrouve de 10 à 20 fois plus de biomasse active par unité de volume que dans les boues activées conventionnelles.

Les écoulements de l'affluent et de l'air nécessaires à l'oxygénation des micro-organismes peuvent s'agencer de différentes façons. Le tableau 2.3 montre les différentes combinaisons possibles ainsi que le nom commercial de procédés qui fonctionnent selon le mode présenté.

Les biofiltres jouent deux rôles. Ils ont un pouvoir filtrant qui leur permet de retenir les matières en suspension de l'effluent et la biomasse qui se détache. L'enlèvement de la matière en solution, est réalisé sous l'action du film microbien qui l'utilise pour ses besoins en énergie et pour sa croissance.

Un des problèmes que l'on rencontre avec les biofiltres est celui du colmatage. La croissance de la biomasse, à un taux proportionnel au substrat appliqué, provoque le remplissage plus ou moins rapide des interstices intergranulaires. Il faut donc procéder à des lavages périodiques des filtres (à l'eau et à l'air) pour en conserver l'efficacité. Les

eaux de lavage sont acheminées au décanteur où les fragments de biofilm contenant les matières particulaires sont séparées du liquide.

Puisque la rapidité de colmatage du médium augmente avec la charge organique appliquée, l'utilisation des filtres biologiques est limitée à des charges moyennes (<500 mg DBO₅ /l). De trop grandes quantités de matière organique ou de matières en suspension requièrent des lavages plus rapprochés et rendent le procédé inintéressant.

Tableau 2.3 - Les différents types de filtres biologiques

| Procédés commercialisés | Sens d'écoulement de l'affluent | Sens d'écoulement de l'air |
|-------------------------|---------------------------------|----------------------------|
| Biofor | Ascendant | ascendant |
| Biocarbone Nitrazur | Descendant | ascendant |
| Biodrof | Descendant | descendant |

2.5 EXIGENCES DE REJET

Les normes sur les rejets d'eaux usées des industries au Québec fixent les concentrations limites à l'effluent de plusieurs substances. Parmi celles-ci, les MES et la DBO₅ totale nous concernent et les valeurs maximales acceptables qui leur sont attribuées sont respectivement de 30 mg/l et 30 mg/l. La valeur maximale acceptable pour le phosphore total est de 1 mg P/l en tout temps avec une moyenne annuelle ne dépassant pas 0,8 mg P/l. Ces concentrations s'appliquent aux rejets dans l'environnement. Les rejets dans un réseau d'égout sont soumis à des critères fixés par les municipalités et peuvent varier de l'une à l'autre.

2.6 EXEMPLE D'UTILISATION DES GÉOTEXTILES COMME SUPPORT MICROBIEN

La mise au point d'un procédé d'épuration aérobie en lit immergé par bactéries fixées sur support géotextile a fait l'objet d'une étude par Valentis et Lesavre (1990). À la suite d'une tentative de discrimination des géotextiles, et considérant que plus la surface d'échange augmente, plus l'efficacité du traitement est grande, mais que la colonisation d'un média peut résulter en une diminution (comme c'est le cas pour un matériau dont la rugosité est microscopique) de cette même surface et puisqu'il est difficile d'évaluer l'influence du médium support sur les caractéristiques hydrauliques du système, le transfert d'oxygène ou la distribution des espèces bactériennes en présence, ils concluent que le choix du médium est empirique et dépend des conditions d'opération du système.

Des essais ont été réalisés sur un réacteur pilote de 3m de haut et 0,25 m² de section contenant 180 m²/m³ de feuilles de géotextile ENKAMAT suspendues. Les résultats obtenus montrent que ces géotextiles ont un avenir très prometteur comme support microbien. Le réacteur peut en effet, à partir d'un affluent contenant 100 mg DBO₅/l et 160 mg MES/l, produire un effluent contenant moins de 30 mg/l de MES et de DBO₅, sans décanteur secondaire. Un tel réacteur peut recevoir une charge de 7 kg DCO/m³/d (environ 3,5 kg DBO₅/m³/d) et ne nécessite qu'un seul lavage par 3 ou 4 jours d'opération. Le taux de consommation de l'oxygène qui y a été mesuré était compris entre 0,3 et 0,5 kg O₂/ kg DBO₅. Des taux aussi bas peuvent indiquer que la matière organique n'est pas toute dégradée par les microorganismes mais plutôt qu'une partie est capturée par la matrice de polymère du biofilm et est éliminée lors du lavage. L'intervalle séparant les lavages peut d'ailleurs être rallongé en augmentant la densité de géotextile dans le réacteur. Enfin, le lavage de feuilles de géotextile suspendues nécessite beaucoup moins d'énergie que celle requise pour le soulèvement des lits granulaires des filtres biologiques conventionnels.

D'après ce que l'on retrouve dans la littérature, le procédé biotours séquencées semble prometteur car il est conçu pour tirer profit de plusieurs phénomènes microbiologiques. Il cumule, de plus, les avantages d'autres procédés déjà existants tout en en contournant certains désavantages.

Ainsi, du point de vue du biofilm, les biotours fonctionnent de façon à obtenir en cascade une importante épaisseur de biofilm résultant de la grande concentration de matière organique appliquée et engendrant un fort taux d'enlèvement du substrat. La vitesse de déplacement du liquide autour du biofilm, occasionnée par la montée des bulles d'air, assure une bonne diffusion du substrat vers le biofilm. Les décrochages provoqués par les hausses subites de concentration de substrat entraîne l'augmentation du taux spécifique d'enlèvement de ce dernier. De plus, la pression relative sous laquelle on prévoit opérer les biotours pourrait aussi accentuer la dénitrification et abaisser le coefficient de production de boues et la biosorption, ayant lieu en réponse à l'apport discontinu de substrat à la biomasse fixée, devrait bonifier le traitement.. Finalement, comme tous les procédés à biomasse fixée, les BTS permettent une mise en activité rapide, sont compactes, résistantes aux chocs et ne craignent pas le lessivage de la biomasse.

Les aspects empruntés aux procédés déjà existant sont nombreux et variés.

Les voici : l'opération en mode cuvée, l'effet sélecteur et l'opération sans recirculation des RBS; l'adsorption abondante et rapide de substrat du procédé contact-stabilisation; la contribution de la pression à la dissolution de l'oxygène et la faible surface de terrain des boues activées en puits profond; l'exposition alternée de la biomasse au substrat et à l'air des biodisques; l'abondance de biomasse et les fortes charges organiques volumiques applicables des filtres biologiques et la performance des géotextiles comme support microbien de Valentis et Lesavre (1990).

Le prochain chapitre présente le programme expérimental qui a été réalisé pour permettre de vérifier si les performances théoriques anticipées des biotours sont conformes aux performances réelles.

CHAPITRE 3 : MATÉRIEL ET MÉTHODES

Ce chapitre est consacré à la description du montage utilisé pour l'ensemble des expériences sur le procédé biotours séquencées (BTS), à l'échelle banc d'essai. Une caractérisation de l'effluent industriel traité est aussi fournie. Les troisième et quatrième sections décrivent les méthodes d'analyse utilisées et le protocole expérimental suivi. Un tableau synthétise enfin la chronologie des activités, leurs buts particuliers ainsi que la numérotation qui leur est attribuée.

3.1 MONTAGE

Le montage utilisé est un modèle réduit des biotours que l'on prévoit commercialiser. Il s'agit d'une réplique à l'échelle 1:10. La figure 3.1 illustre ce montage

Les principaux éléments sont les suivants :

- une paire de tours contenant des structures de géotextile;
- un panneau de contrôle automatisé et un ensemble de vannes solénoïdes;
- une chambre froide;
- des bassins d'acclimatation, d'égalisation et de décantation;
- un mélangeur, un compresseur et des pompes.

3.1.1 Les tours

Les deux tours ont une hauteur de 1 m (3'4"). Elles sont construites à l'aide de tuyau de PVC d'un diamètre nominal de 20 cm (8"). Le volume interne de chacune est d'environ 33 litres. Les deux tours sont reliées par une conduite en PVC de 5 cm (2") de

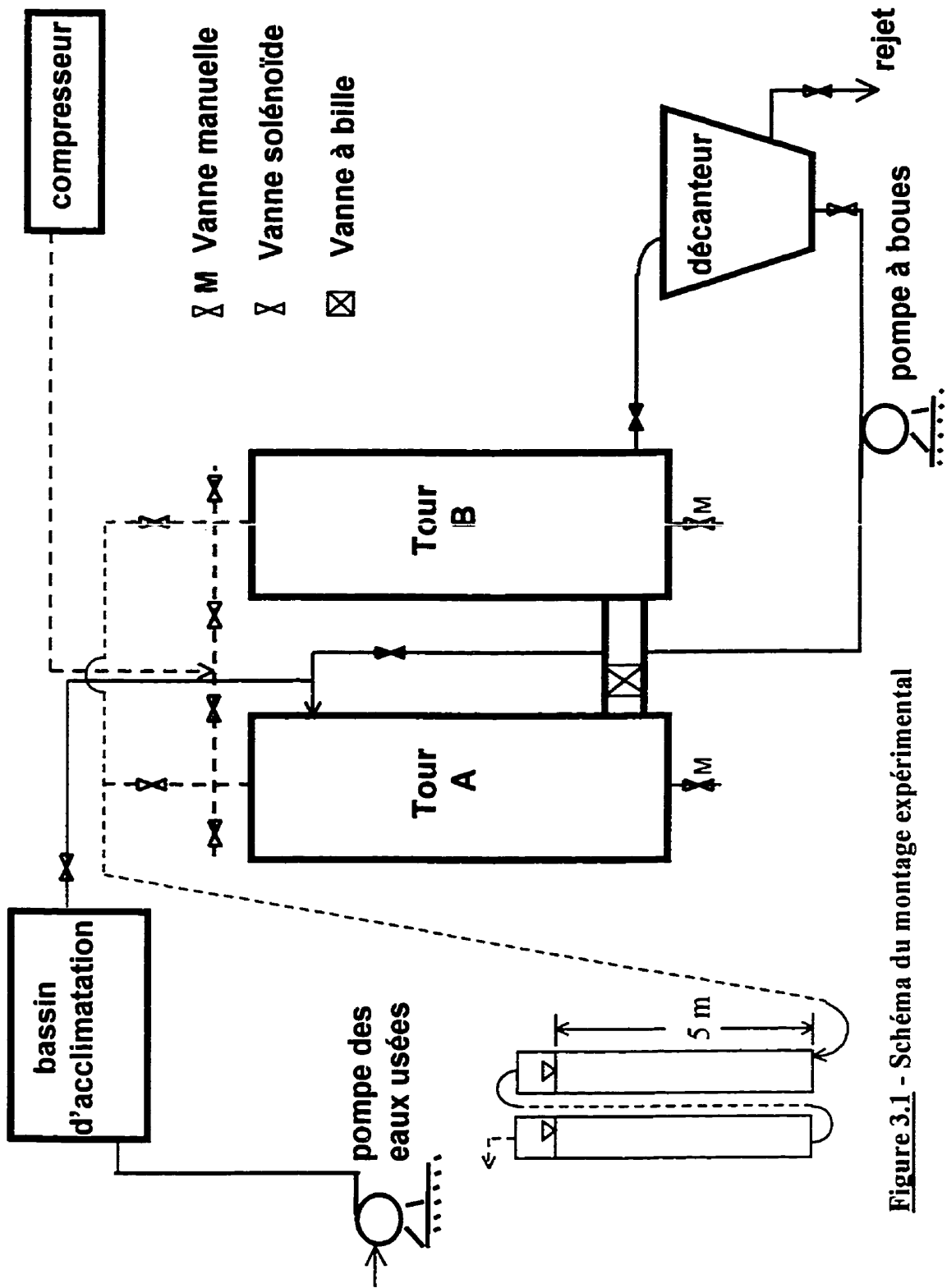


Figure 3.1 - Schéma du montage expérimental

diamètre, fermée aux 2 bouts qui se situe à environ 5 cm du fond. Cette conduite traverse la totalité du diamètre des tours et est perforée de manière à jouer le rôle de diffuseur d'air ainsi qu'à permettre la circulation de la liqueur mixte d'une tour à l'autre. L'alimentation en eau usée s'effectue par un orifice situé près du haut de la tour A et l'évacuation de l'effluent vers le décanteur se fait par le bas de la tour B. L'échantillonnage de la liqueur mixte peut se faire par l'un des 2 orifices prévus à cet effet qui sont situés sur le côté de chaque tour. Des orifices situés au fond de chacune des tours permettent l'évacuation complète du contenu par le biais de vannes manuelles.

Chaque tour est munie d'un couvercle boulonné que l'on peut enlever pour observer l'intérieur ou pour manipuler les structures de géotextile. Des trous y sont aménagés pour l'entrée d'air.

3.1.2 Les bassins

Un baril de polyéthylène de 700 l sert de bassin d'égalisation. On y fait l'égalisation de la charge organique par dilution. Ce bassin contient suffisamment d'eau usée pour alimenter les biotours pendant une semaine.

On dispose d'un bassin d'acclimatation dans lequel l'eau usée, provenant de la chambre froide, prend la température ambiante. On évite ainsi l'imposition cyclique de chocs thermiques à la biomasse. Chaque cuvée à traiter y est pompée à l'avance et un système de trop plein assure la constance du volume. Ce bassin est placé au-dessus des tours et déverse son contenu dans celles-ci par gravité.

3.1.3 Pompes, compresseur et mélangeur

Des pompes sont utilisées pour remplir et vider le bassin d'égalisation, pour remplir le bassin d'acclimatation et pour vider le décanteur. Un compresseur est utilisé

pour fournir l'air nécessaire à l'oxygénation de la biomasse et pour pousser la liqueur mixte d'une tour à l'autre au moment des transferts. Enfin, un mélangeur est installé sur le bassin d'égalisation pour en homogénéiser le contenu avant chaque nouveau cycle.

3.1.4 Panneau de contrôle et vannes solénoïdes

Le fonctionnement du système est entièrement automatisé. On a recours à des vannes solénoïdes pour contrôler l'écoulement des fluides. De telles vannes sont installées tant sur le circuit d'aération que sur celui du liquide et des boues. Un automate programmable spécialement conçu en coordonne les actions en plus de commander les départs et les arrêts des pompes, du compresseur et du mélangeur. La figure 3.1 illustre le positionnement des différentes vannes.

3.1.5 Le biotextile support

Fourni par la firme SAGÉOS, le biotextile utilisé est une combinaison de fibres hydrophobes (64,5 % polypropylène et 9 % polyester) et hydrophiles (5 % viscose et 21,5 % coton) et porte le titre P26. La masse surfacique du biotextile est de 543 g / m². Deux arrangements de biotextile sont utilisés en cours de projet. Le premier arrangement est un simple cylindre d'une surface de 0,247 m². Le deuxième arrangement est composée d'alvéoles carrées de 35 mm de côté dont la surface totale est de 0.679 m². Les caractéristiques techniques du produit P26 sont présentées à l'annexe II.

3.1.6 Fonctionnement du système de biotours à l'échelle banc d'essai

L'eau usée à traiter est pompée dans le bassin d'acclimatation (voir figure 3.1) afin d'atteindre la température ambiante. Elle est ensuite déversée, par gravité, dans les tours pour être traitée. La vanne centrale permettant d'isoler les tours l'une de l'autre

est, sauf exception, toujours ouverte. Les tours sont donc reliées entre elles en vases communicants. Tout au long du temps de séjour de l'eau usée dans les biotours, celle-ci est transférée d'une tour à l'autre à intervalle régulier et alimente ainsi de façon alternée la biomasse fixée sur les géotextiles contenue dans chacune des tours. La biomasse fixée est donc, tour à tour, exposée à l'eau usée pour adsorber de la matière organique et à l'air (sous pression ou non) pour en faire la biodégradation aérobie.

Le transfert du liquide d'une tour à l'autre est réalisé par la poussée d'un coussin d'air provenant du haut de la tour. Le liquide demeure dans la même tour jusqu'à ce que, par un jeu de vannes, l'alimentation en air change de tour et chasse l'eau vers l'autre tour. Les sorties d'air des deux tours sont reliées à la base d'un système de colonnes d'eau qui permet de maintenir la pression voulue au sein des biotours.

Lorsque le temps alloué au traitement est écoulé, la vanne entre les deux tours est fermée et la totalité du liquide contenu dans les biotours est vidée dans le décanteur, à partir de la tour B. On peut alors envoyer cette liqueur mixte à l'égout si l'on ne souhaite pas faire de recirculation des boues. Dans les cas où il y a recirculation des boues, celles-ci sont pompées du fond du bassin de décantation après une période de 30 minutes de repos et après que le surnageant de décantation ait été évacué.

3.2 LES EAUX USÉES

Les eaux utilisées proviennent d'un abattoir bovin, l'abattoir Forget situé à Terrebonne. Les caractéristiques présentées au tableau 3.1 proviennent d'une campagne d'échantillonnage réalisée du 10 juillet au 6 novembre 1996.

Tableau 3.1 - Caractéristiques des eaux usées brutes utilisées pour alimenter les biotours

| Paramètre | Valeurs (mg/l) | | |
|-----------------------------------------|----------------|------|-------|
| | moyenne | min | max |
| MES | 547 | 249 | 903 |
| MVES | 499 | 224 | 882 |
| DCO _t | 3921 | 3303 | 5197 |
| DCO _f | 2570 | 1743 | 3385 |
| DBO _{5t} | 2342 | 1760 | 3620 |
| DBO _{5f} | 1370 | 750 | 1768 |
| Pt _t | 34 | 19,8 | 42,4 |
| Pt _f | 30 | 16,4 | 39,3 |
| TKN | 293 | 196 | 450 |
| (NH ₄ -N) | 28 | 17 | 68 |
| Alcalinité (mg CaCO ₃ /l) | 310 | 198 | 560 |
| Huiles et graisses | 168 | | 1864* |
| pH | 7,1 | 6,4 | 7,8 |

* valeur obtenue le 16/01/96

3.3 MÉTHODES D'ANALYSE

L'ensemble des analyses a été effectué selon des méthodes standardisées. Ces méthodes sont présentées au tableau 3.2.

Pour obtenir les valeurs filtrées des différents paramètres chimiques, les échantillons sont filtrés sur des filtres de 0,45 μm peu de temps après leur prélèvement. Tous les échantillons sont réfrigérés jusqu'au moment de l'analyse qui est réalisée à l'intérieur du délai de temps approprié à celle-ci.

Des observations microscopiques occasionnelles ont été réalisées à l'aide d'un microscope binoculaire à grossissement maximal de 1000x (*Fifty*, American Optical Corporation, Southbridge, Mass.)

3.4 PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL

Les conditions d'opération normales pour les biotours sont les suivantes :

| | | |
|----------------------------|--------------|----------|
| temps entre les transferts | 5 min | |
| surpression appliquée | 69 kPa | (10 psi) |
| débit d'aération | 4,72 l / min | (10 cfh) |

Les valeurs données aux paramètres d'opération ont été changées une à une afin de mesurer l'effet de chacun de ces derniers sur l'efficacité de traitement.

Tableau 3.2. Paramètres analysés et méthodes d'analyse

| Paramètre | Nom de la méthode d'analyse | Appareil utilisé | Référence |
|---------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------|--------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| Alcalinité | titrage | pHmètre Accumet 910 Fisher Scientific | Méthode 2320B ⁽¹⁾ |
| Demande biochimique en oxygène 5 jours (DBO ₅) | méthode respirométrique | Respirateur BODTRACK de Hach | méthode 5210D ⁽¹⁾ |
| Demande chimique en oxygène (DCO) | Reflux fermé | Incubateur et spectrophotomètre Hach | |
| Matières en suspension (MES) | Solides en suspension totaux 103-105 °C | Four modèle 17 de Precision Scientific co. | 2540 D ⁽¹⁾ |
| Matières volatiles en suspension (MVES) | Solides volatiles 550 °C | Four Lindberg de General Signal | 2540 E ⁽¹⁾ |
| Azote ammoniacal (NH ₃ -NH ₄ ⁺) | méthode par titrage après distillation | distillateur Büchi 323 | 4500-NH ₃ B et C ⁽¹⁾ |
| Azote total Kjeldahl (NTK) | Azote Kjeldahl | QuickChem AE de Lachat Instruments | 10-107-06-2-D QuickChem basée sur 351.2 ⁽²⁾ |
| Nitrites-nitrates (NO ₂ ⁻ -NO ₃ ⁻) | méthode par réduction au cadmium automatisée | QuickChem AE de Lachat Instruments | 10-107-04-1-O QuickChem |
| Phosphore total (Pt) | Phosphore total dans le digestat Kjeldahl | QuickChem AE de Lachat Instruments | 10-115-01-1-C QuickChem basée sur 365.4 ⁽²⁾ |

⁽¹⁾ APHA, AWWA, WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th edition 1995.

⁽²⁾ USEPA, Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes, 1983.

Deux types de suivis ont été utilisés pour caractériser le fonctionnement des biotours : la caractérisation complète affluent-effluent et le suivi de la cinétique d'enlèvement de la DCO filtrée. Les paramètres couverts par la caractérisation complète sont ceux présentés au tableau 3.2. Les suivis cinétiques consistaient à prélever un échantillon une minute après le début du cycle et au moins 4 autres échantillons en cours de cycle. Les échantillons, d'un volume approximatif de 200 ml, étaient filtrés sur-le-champ.

3.4.1 Efficacité des biotours dans l'enlèvement de la matière organique

La vérification de l'efficacité générale d'enlèvement de la matière organique par les biotours à l'échelle banc d'essai a été évaluée par la caractérisation complète d'une série de 6 échantillons d'affluent et effluent. On a refait les mêmes analyses sur plusieurs échantillons afin d'obtenir un portrait représentatif de la performance des biotours malgré la variabilité de l'affluent. On fonctionnait alors selon les conditions normales de pression, de fréquence de transfert et d'aération.

3.4.2 Vérification de l'effet de la pression sur le traitement

Afin de mesurer l'impact de la pression sur l'efficacité de traitement des biotours, une série de 5 caractérisations complètes a été réalisée sur les affluent et effluent. Ces échantillons ont été obtenus lors de l'opération du réacteur sans surpression appliquée. L'effet de la pression est évalué par comparaison des performances mesurées lors de l'opération normale avec celles obtenues ici, sans application de surpression.

3.4.3 Évaluation de l'effet de la surface de géotextile

On a remplacé les structures de géotextile à un seul cylindre utilisées au début des essais par des structures en alvéoles. Après colonisation, ces nouvelles structures ont été soumises aux conditions normales d'opération et une série de caractérisations complètes ont été effectuées. Cette série d'échantillons permet, par comparaison avec celle du début, d'évaluer l'effet de la surface de géotextile sur le traitement.

3.4.4 Influence de la fréquence de transfert et du débit d'aération

La fréquence de transfert peut jouer sur deux aspects du traitement : le nombre de contact avec le substrat, pour la biosorption et l'importance de l'oxygénation du biofilm en milieu gazeux. On a donc fait fonctionner les biotours avec des intervalles entre les transferts de 10 minutes et de 20 minutes afin d'obtenir, par suivis cinétiques, des profils de disparition de la DCO filtrée et de vérifier l'hypothèse du traitement par dégradation dans l'air du substrat préalablement biosorbé. Le temps entre les transferts a aussi été fixé à 6 heures pour réduire au minimum le phénomène biosorption/traitement dans l'air et enlever la contribution des séjours en milieu gazeux à l'oxygénation du biofilm. Pour confirmer l'importance des séjours en milieu gazeux dans l'oxygénation du système, le débit utilisé pour l'aération a été réduit à 0,40 l / m puis à 0,21 l / m, soient à des valeurs qui seraient insuffisantes pour oxygéner convenablement le système sans l'aide des transferts.

3.4.5 Tentatives d'obtention d'un surnageant contenant moins de 30 mg MES / l

Quelques mesures ont été prises dans le but d'améliorer la décantabilité de la liqueur mixte des biotours. D'abord, la vanne solénoïde située entre les 2 tours a été

changée et remplacée par une vanne à bille, pour réduire le cisaillement subi par les floccs au moment des transferts. Un système de recirculation des boues a aussi été mis en place afin d'améliorer les caractéristiques de décantabilité de la biomasse libre en augmentant le temps de rétention cellulaire et la concentration des solides biologiques. On laissait pour ce faire reposer la liqueur mixte de fin de cycle pendant 30 minutes dans le bassin de décantation. On pompait enfin les solides biologiques restant au fond du décanteur vers les tours.

3.5 CHRONOLOGIE DES ESSAIS

En fonction de la quantité de géotextile présente dans les biotours et des conditions d'opération en vigueur lors des essais, le programme expérimental est divisé en 2 phases et 6 périodes. Les appellations et les conditions particulières de chacune des périodes sont présentées au tableau 3.3.

Le tableau 3.4, quant à lui, donne une vue d'ensemble de la chronologie des travaux expérimentaux réalisés en présentant ensemble les dates et la numérotation des jours, depuis la mise en route du banc d'essai. Y sont aussi soulignées les modifications importantes et les buts particuliers de chacune des activités.

Tableau 3.3 - Appellation des activités expérimentales

| PHASE 1 | | PHASE 2 | |
|----------------|-----------------------------|----------------|------------------------------------------|
| Période | activité | période | Activité |
| 1 | Colonisation et ajustements | 4 | Colonisation |
| 2 | Fonctionnement de référence | 5 | Fonctionnement de référence |
| 3 | Fonctionnement à 0 kPa | 6a | Variation de la fréquence de transfert |
| | | 6b | Débit d'aération réduit |
| | | 6c | Fonctionnement à 0 kPa |
| | | 6d | Fonctionnement sans transfert du liquide |
| | | 6e | Recirculation |

Tableau 3.4 - Chronologie des essais

| Date | jours | période | but particulier | Activité |
|-----------------------|-----------|---------|---------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1 avril | 1 | 1 | | Démarrage |
| 2 avril au 9 juin | 2 à 67 | 1 | | Analyses et ajustements divers |
| 10 juin au 3 juillet | 68 à 91 | 2 | | 70 kPa, transfert aux 5 min, 2 cycles/d, surface réduite, analyses complètes affluent et effluent |
| 4 au 8 juillet | 92 à 96 | 3 | | Acclimatation à 0 kPa |
| 9 au 14 juillet | 97 à 102 | 3 | Observer l'effet de la pression | 0 kPa, transfert aux 5 min., 2 cycles/d, surface réduite, analyses complètes aff et eff |
| 16 juillet | 104 | | | Changement des structures de géotextile |
| 17 juillet au 4 août | 105 à 123 | 4 | | Colonisation des géotextiles alvéolés |
| 5 août au 3 septembre | 124 à 153 | 5 | Comparer avec l'opération à surface réduite | Analyses complètes affluent et effluent, 70 kPa, transfert aux 5 min, 2 cycles / d |
| 2 septembre | 152 | 5 | | DCOf vs t |
| 3 septembre | 153 | | | Début des suivis cinétiques |
| 12 septembre | 162 | | Mesurer la dénitrification | DCOf et NO ₃ vs t in situ |
| 16 septembre | 166 | | | DCOf vs t |
| 17 septembre | 167 | | Mesurer la dénitrification | NO ₃ vs t en laboratoire |
| 19 septembre | 169 | 6a | | DCOf vs t avec transfert aux 10 min |
| 24 septembre | 174 | 6a | | DCOf vs t avec transfert aux 20 min |

Tableau 3.4 - Chronologie des essais (suite)

| Date | jours | période | But particulier | Activité |
|---------------------------|------------|---------|-----------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------|
| 30 septembre | 180 | | Limiter le cisaillement des floes | Installation vanne à bille |
| 7 et 10 octobre | 187 et 190 | 6b | Évaluer l'influence du débit d'aération | Suivis avec $Q_{air}=0,40$ l/min |
| 13 octobre | 193 | 6c | | Début d'acclimatation à 0 kPa |
| 21 au 24 octobre | 201 à 204 | 6c | Confirmer l'effet de la pression | Suivis à 0 kPa |
| 24 au 27 octobre | 204 à 207 | | | Réacclimatation à 70 kPa |
| 29 et 30 octobre | 209 et 210 | 6d | Évaluer l'importance du traitement en milieu gazeux | Suivis avec transfert aux 6 heures |
| 4 et 6 novembre | 215 et 217 | 6b | Confirmer l'influence du débit d'aération | Suivis avec $Q_{air}=0,21$ l/min |
| 10 et 11 novembre | 221 et 222 | | | Montage de la recirculation |
| 14 novembre | 225 | | | Correction du montage |
| 15 au 24 novembre | 226 à 235 | 6e | | Atteinte de l'équilibre de l'âge des boues |
| 25 novembre au 9 décembre | 236 à 250 | 6e | Améliorer la décantabilité de l'effluent | Suivis de la cinétique avec recirculation, 4 cycles / d (↑ âge et concentration des boues) |

CHAPITRE 4 : RÉSULTATS

Les résultats sont séparés en trois parties : la période de démarrage; le fonctionnement avec des géotextiles tubulaires (surface réduite) et; le fonctionnement avec des géotextiles arrangées en alvéoles (surface élevée). Le texte consacré à la phase 1 est divisé en sections portant sur les analyses physico-chimiques et les caractéristiques de drainage et de colonisation des biotextiles. La période de fonctionnement avec un géotextile à alvéoles est, quant à elle, celle qui a fait l'objet du plus grand nombre d'essais et ceux-ci sont présentés dans des sections portant sur l'influence de divers paramètres d'opération tels que la dénitrification, la décantation, le drainage et la colonisation des biotextiles. Les résultats des observations microscopiques réalisées tout au long du projet sont présentés à la fin de ce chapitre.

4.1 PÉRIODE DE DÉMARRAGE

Sept jours après le démarrage avec un temps de rétention hydraulique de 24 heures, le système réussit déjà à enlever une partie très importante de la matière organique soluble, soit 92 % de celle contenue dans l'affluent (figure 4.1). L'efficacité chute lorsque l'on tente de raccourcir le temps de séjour de moitié au jour 12. La figure 4.2 représentant l'évolution de la demande biochimique en oxygène soluble, montre qu'une certaine stabilité dans la qualité de l'effluent est obtenue à partir du jour 33. Le pourcentage d'enlèvement est à ce moment d'environ 84 %.

Les concentrations de matières en suspension correspondant à la période de démarrage ne sont pas disponibles car la méthode d'échantillonnage utilisée alors ne fournissait pas d'échantillons représentatifs.

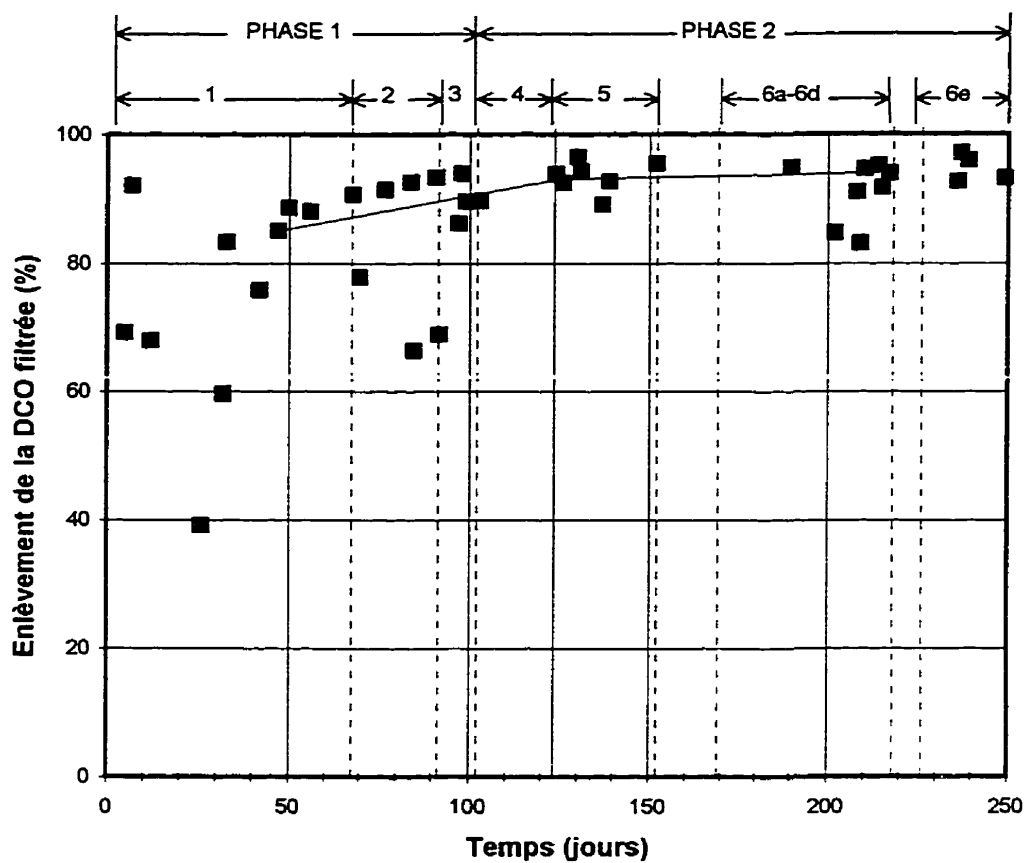


Figure 4.1 – Évolution du pourcentage d'enlèvement de la DCO filtrée, périodes 1 à 6

$(\text{DCO}_{\text{faff}} \text{ moy (mg/l)} = 1760 \pm 230)$

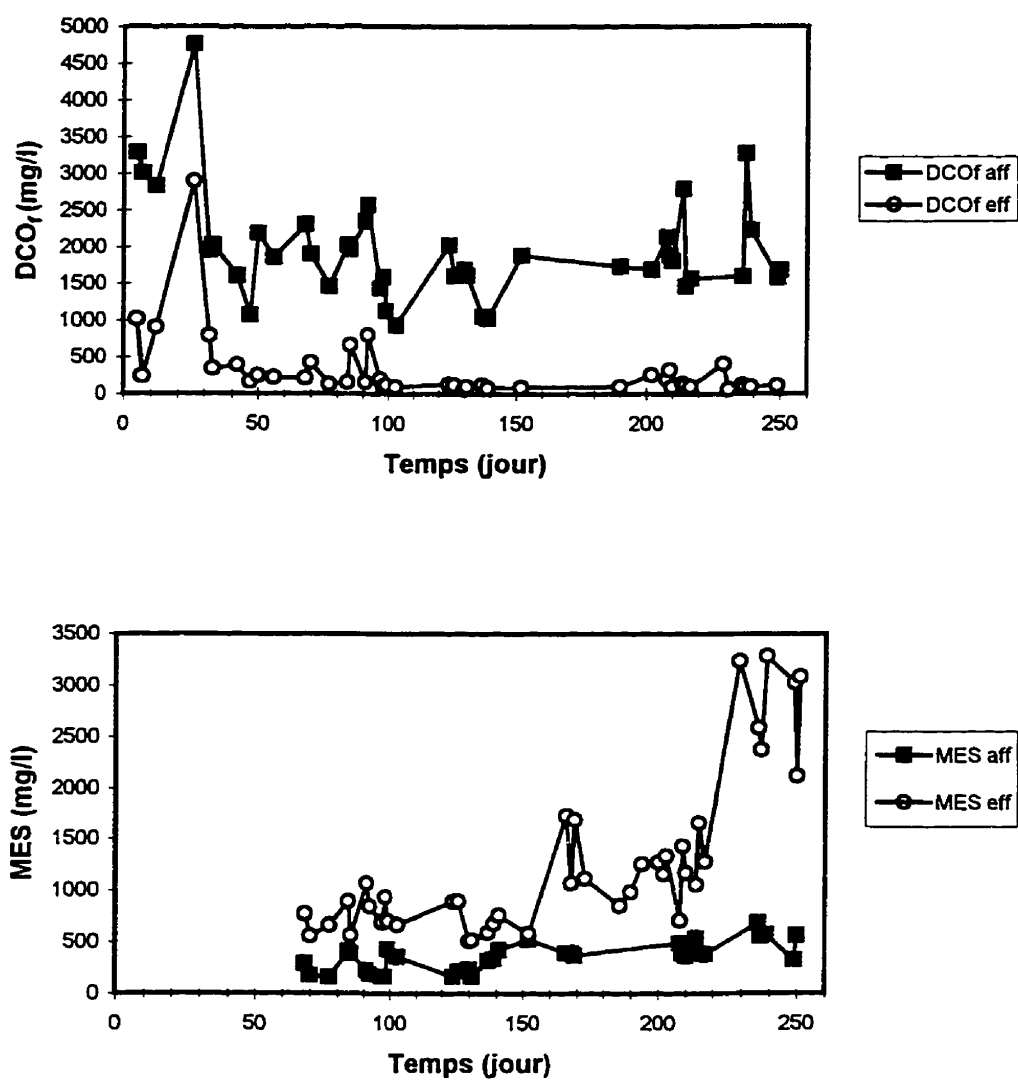


Figure 4.2 – Évolution des MES et de la DCO dans l’affluent et l’effluent des biotours (périodes 1 à 6)

4.2 PHASE 1 : GÉOTEXTILES TUBULAIRES

4.2.1 Analyses physico-chimiques

La phase 1 se compose de deux séries d'analyses détaillées de l'affluent et de l'effluent du système. Les paramètres analysés et les résultats bruts obtenus sont présentés à l'annexe IV. La première série d'analyses provient de l'opération du système en conditions de référence. Cette série d'analyses sert de base de comparaison pour une deuxième série pour laquelle aucune suppression n'est appliquée à l'intérieur des tours. On compte ainsi déterminer si l'augmentation de la pression améliore l'efficacité du traitement.

La pression ne semble pas influencer l'enlèvement de la matière organique. Prenant le pourcentage d'enlèvement de la DCO filtrée comme base de comparaison, les deux conditions s'équivalent. Dans les deux cas ce taux avoisine les 90 %.

La transformation de l'azote n'est pas non plus influencée par les différentes pressions testées dans nos essais. On observe toujours une forte ammonification qui mène à des concentrations en azote ammoniacal au moins trois fois plus élevées dans l'effluent que dans l'affluent. On retrouve par ailleurs toujours, à l'effluent, la totalité de l'azote Kjeldahl venant de l'affluent.

Le phosphore est utile pour faire le bilan de masse du système et donc valider les résultats d'analyse. Il n'y a pas d'autre source de phosphore que l'affluent et l'on rejette à chaque cuvée un volume égal au volume d'alimentation. La concentration totale en phosphore à l'effluent, non-filtré, doit donc être égale à celle de l'affluent. On note cependant que lorsque la suppression est appliquée, le taux de récupération du phosphore à l'effluent est de 89 % en moyenne. Cela suggère que le biofilm est en faible croissance et qu'une partie du phosphore est retenue par les nouvelles cellules. Une légère

**Tableau 4.1 - Moyennes des résultats d'analyses complètes
affluent-effluent des périodes 2, 3 et 5**

| Période | | | | 2 | 3 | 5 | moyenne | écart- type |
|----------------------------------|-------------------------|---|----|---------|----------|-----------|---------|----------------|
| jours | | | | 68 à 91 | 92 à 103 | 124 à 152 | | |
| Affluent | unité | F | NF | | | | | |
| MES | mg/l | | X | 274 | 262 | 261 | 266 | 8 |
| MVES | mg/l | | X | 261 | 239 | 237 | 246 | 13 |
| DCO _t | mg/l | | X | 2609 | 2150 | 2283 | 2347 | 236 |
| DCO _f | mg/l | X | | 1999 | 1529 | 1761 | 1763 | 235 |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | 1960 | 1655 | 1640 | 1752 | 181 |
| DBO _{5f} | mg/l | X | | 1423 | 1204 | 1154 | 1260 | 143 |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | 34 | 28 | 53 | 38 | 13 |
| NTK _t | mg N/l | | X | 214 | 170 | 185 | 190 | 23 |
| NTK _f | mg N/l | X | | 170 | 137 | 159 | 155 | 17 |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | 24 | 32 | 36 | 30,8 | 5,9 |
| Ptotal _f | mg P/l | X | | 20 | 31 | 34 | 28 | 7 |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | 280 | 206 | 313 | 266 | 55 |
| pH | | | X | 7,04 | 6,90 | 7,37 | 7,1 | 0,2 |
| | | | | | | | | |
| Effluent | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | 751 | 767 | 679 | 732 | 47 |
| MVES | mg/l | | X | 693 | 708 | 624 | 675 | 45 |
| DCO _t | mg/l | | X | 1531 | 1264 | 951 | 1249 | 290 |
| DCO _f | mg/l | X | | 288 | 262 | 96 | 216 | 104 |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | 756 | 796 | 446 | 666 | 192 |
| DBO _{5f} | mg/l | X | | 111 | 173 | 6,3 | 97 | 84 |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | 109 | 105 | 49 | 88 | 34 |
| NTK _t | mg N/l | | X | 204 | 176 | 111 | 164 | 48 |
| NTK _f | mg N/l | X | | 137 | 105 | 43 | 95 | 48 |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | 21 | 34 | 33 | 30 | 7 |
| Ptotal _f | mg P/l | X | | 14 | 23 | 20 | 19 | 4,6 |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | 560 | 488 | 294 | 447 | 138 |
| pH | | | X | 7,72 | 7,73 | 7,72 | 7,72 | 0,01 |
| T° | °C | | X | 23,1 | 24,7 | 23,0 | 23,6 | 1,0 |

Les moyennes proviennent de l'ensemble des valeurs obtenues en périodes 2, 3 et 5

Tableau 4.2 - Moyennes des paramètres de validation et d'interprétation des résultats d'analyse, périodes 2, 3 et 5

| Période | 2 | 3 | 5 | valeur |
|---------------------------------------------------------|---------|----------|-----------|----------|
| jours | 68 à 91 | 92 à 103 | 124 à 152 | typique* |
| Validation | | | | |
| Bilan P (%) | 89 | 107 | 93 | |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ aff}}$ | 15,1 | 17,1 | 28,6 | |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ eff}}$ | 53,7 | 59,7 | 42,6 | |
| Bilan N (%) | 97 | 104 | 59 | |
| Interprétation | | | | |
| % ammonification | 367 | 306 | -5 | |
| Yobs (g MVES formées/g DBO_{5t} enlevées) | 0,36 | 0,45 | 0,44 | 0,6 |
| mg DCO/mg MES affluent | 2,31 | 2,46 | 1,67 | 1,67 |
| mg DCO/mg MES effluent | 1,68 | 1,31 | 1,36 | 1,67 |
| MVES/MES affluent | 0,95 | 0,91 | 0,91 | 0,80 |
| MVES/MES effluent | 0,93 | 0,93 | 0,92 | 0,80 |
| kg DBO_{5t} appliquée /m ³ /d | 1,57 | 1,32 | 1,27 | |
| kg DCO_t appliquée /m ³ /d | 2,09 | 1,72 | 1,77 | |
| % augmentation alcalinité | 107 | 137 | -9 | |
| % enlèvement DBO_5 | 94,5 | 97,8 | 99,6 | |
| % enlèvement DCO | 88,8 | 93,6 | 95,7 | |
| kg DBO_5 enlevée /m ³ /d | 1,48 | 1,17 | 1,27 | |
| g DBO_5 enlevée /m ² surface /d | 78 | 62 | 33 | |
| kg DCO enlevée /m ³ /d | 1,86 | 1,51 | 1,70 | |
| g DCO enlevée /m ² surface /d | 98 | 80 | 44 | |
| Paramètres d'interprétation en unités impériales | | | | |
| lb DBO_{5t} appliquée /1000 pi ³ /d | 98 | 83 | 79 | |
| lb DCO_t appliquée/1000 pi ³ /d | 130 | 108 | 111 | |
| lb DBO_5 enlevée /1000 pi ³ /d | 92 | 73 | 79 | |
| lb DBO_5 enlevée/1000 pi ² surface /d | 15,9 | 12,6 | 6,6 | |
| lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d | 116 | 94 | 106 | |
| lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d | 20 | 16 | 9 | |

*Metcalf & Eddy (1991)

Jour 1= 4/04/97

décroissance du biofilm a lieu lorsque la surpression est enlevée et une quantité de phosphore légèrement supérieure à celle provenant de l'affluent se retrouve à l'effluent.

La fraction volatile des matières en suspension est en moyenne de 0,92 g MVES/g MES. Cette valeur est très élevée car la fraction habituelle associée aux solides des systèmes de traitement de l'eau est de 0,80 g/g. La présence de graisses peut expliquer cette valeur particulièrement élevée et le fait que la fraction MVES/MES soit la même à l'effluent des biotours qu'à l'affluent suggère que les graisses ne sont pas dégradées en cours de traitement.

4.2.2 Drainage et colonisation des biotextiles, phase 1

Les principaux résultats du test de drainage du biotextile (eau drainable en 5 min et 23 h) apparaissent sur la figure 4.3 et les paramètres relatifs à la quantité de biomasse fixée sont présentés au tableau 4.3. Les structures provenant des tours A et B, bien qu'ayant la même surface de textile, ont laissé s'égoutter, en 23 heures, des masses d'eau différentes. Elles ont aussi retenu des quantités différentes de biomasse humide. On remarque que la structure A, qui abritait plus de biomasse, est aussi celle qui a perdu le plus d'eau par égouttement. Après séchage complet au four, il ne reste en moyenne que 20,5 g de biofilm sec sur chaque tube de géotextile. La teneur en eau moyenne du biofilm est de 98,98%. Lors de la première phase, contenait en moyenne 83 g / m² de biomasse sèche dont 93,5% de matière volatile.

Tableau 4.3 - Paramètres de colonisation du biotextile, fin de la phase 1.

| | A | B | moyenne |
|------------------------------------------------------|-------|-------|---------|
| Biomasse sèche (g) | 21,7 | 19,3 | 20,5 |
| Colonisation surfacique humide (g/m ²) | 8490 | 7772 | 8131 |
| Colonisation surfacique sèche (g/m ²) | 87,1 | 78,5 | 82,8 |
| Colonisation surfacique volatile (g/m ²) | 81,4 | 73,4 | 77,4 |
| Teneur en eau du biofilm (%) | 98,97 | 98,99 | 98,98 |

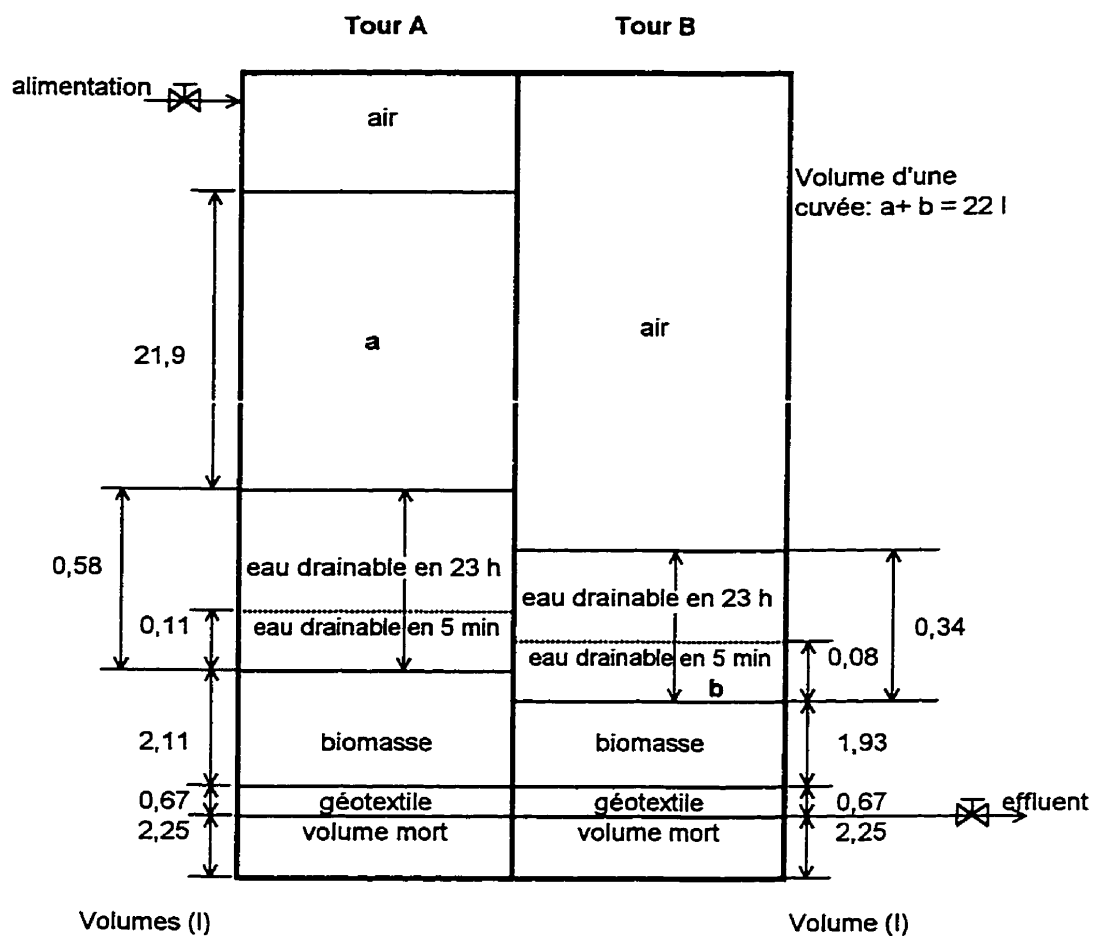


Figure 4.3 – Représentation schématique des volumes estimés, deux transferts après l'alimentation des biotours, fin de la phase 1.
(n'est pas à l'échelle)

4.3 PHASE 2 : GÉOTEXTILES ALVÉOLÉS

Après une période de colonisation du médium support de 6 semaines, une série d'analyses est réalisée dans les mêmes conditions que celles qui prévalaient au début de la phase 1. On veut ainsi mesurer l'impact de l'augmentation de la surface de support.

Le taux d'enlèvement de la DCO est maintenant de 95.7 %. Il y a donc une amélioration substantielle de l'épuration. Comme l'indique le taux de récupération du phosphore, le biofilm est encore en croissance, fait normal pour les systèmes à biomasse fixée, qui requièrent beaucoup de temps pour atteindre un équilibre.

On note ici que l'azote Kjeldahl provenant de l'affluent n'est pas restitué en totalité. La diminution avoisine les 40 %, ce qui suggère la présence d'une activité de nitrification/dénitrification assez importante. Les concentrations en nitrites et nitrates n'ont cependant pas été mesurées pour le confirmer.

4.3.1 Influence de divers paramètres d'opération

Aucune des modifications apportées aux conditions d'opération n'influence vraiment la capacité épuratoire des biotours. Comme le montre le tableau 4.4, les pourcentages d'enlèvement de la DCO et les vitesses d'enlèvement de la DCO filtrée se ressemblent pour toutes les périodes, de 5 à 6e. Cette ressemblance est aussi illustrée à la figure 4.4.

La vitesse d'enlèvement observée à la période 6e, lors du fonctionnement avec recirculation de solides, est plus faible à cause de la forte dilution de départ qui amenuise l'écart entre la concentration initiale et la concentration finale. Le pourcentage global d'enlèvement de la DCO est toutefois aussi élevé que pour les autres conditions.

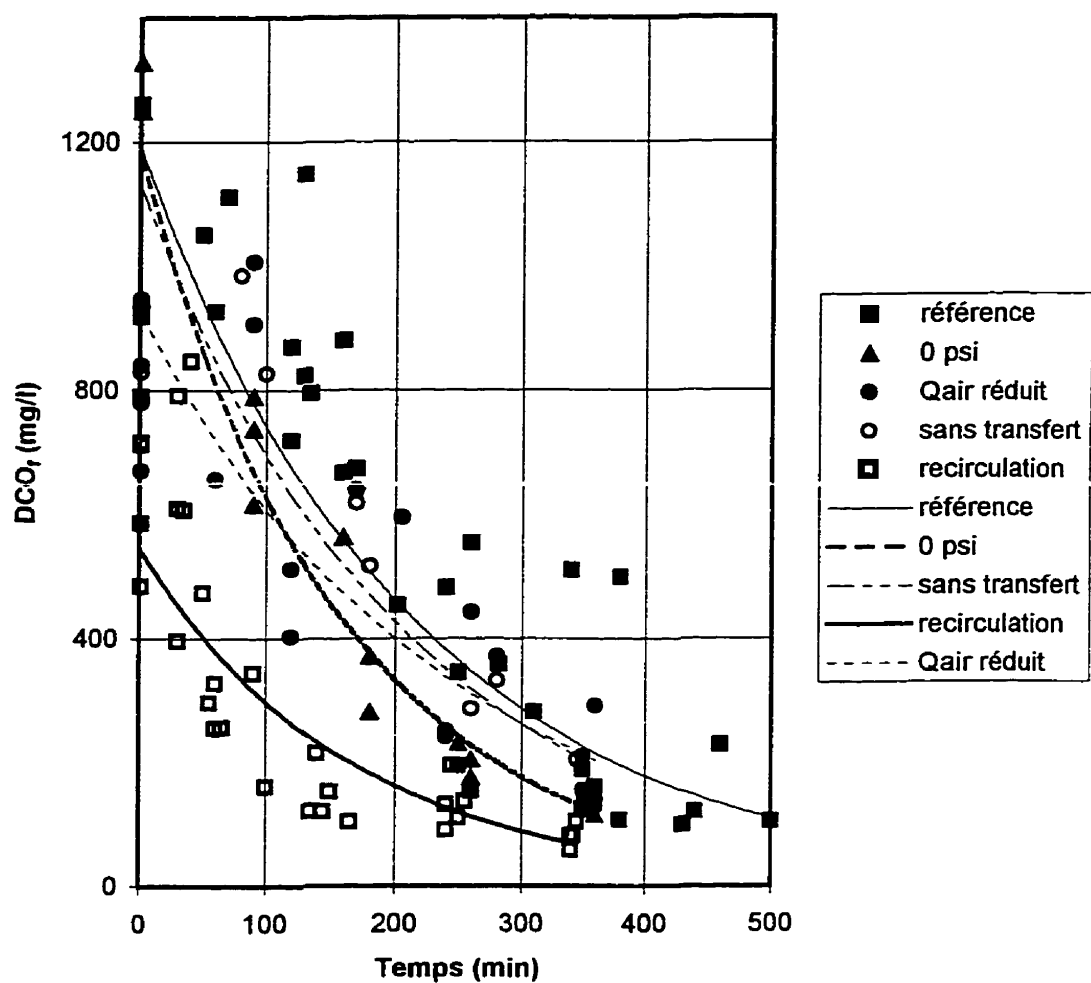


Figure 4.4 – Ensemble des courbes d'enlèvement de la DCO₃, périodes 6a à 6e

Tableau 4.4 - Enlèvement total de la DCO et taux d'enlèvement de la DCO filtrée, périodes 5 à 6e

| Période | Taux d'enlèvement | | Enlèvement total |
|----------|----------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|-------------------------|
| | mg DCO _{filtrée} · l ⁻¹ ·min ⁻¹ | ln(mg DCO · l ⁻¹)·min ⁻¹ | % DCO _{totalc} |
| 6a | 1,49 | | 96 |
| 6b | 2,12 | 0,0050 | 97 |
| 6c | 2,17 | 0,0065 | 90 ⁽¹⁾ |
| 6d | 2,79 | 0,0063 | 97 |
| 6e | 1,20 | 0,0053 | 97 |
| 5 | | | 96 |
| ensemble | 2.36 | | 95 |

Un autre paramètre de comparaison peut aussi être utilisé et c'est celui des pentes des droites de régression obtenues en traçant le logarithme de la DCO en fonction du temps (figure 5.1). Sur cette base, les taux de réaction sont encore similaires pour l'ensemble des périodes. Toutefois, si l'on considère les faibles variations comme étant significatives, on peut classer les périodes en fonction de leur taux de réaction. Mais les classements obtenus en comparant les coefficients de disparition de la DCO ou du logarithme de la DCO sont différents, ce qui empêche encore d'établir la supériorité d'une condition d'opération par rapport aux autres.

⁽¹⁾ Cette valeur n'est pas une moyenne mais une valeur unique et sa fiabilité est mise en doute

4.3.1.1 Débit d'aération

Les débits d'aération utilisés pour l'oxygénation de la biomasse des biotours ont toujours été suffisants pour ne pas nuire à la cinétique d'enlèvement de la matière organique. La vitesse moyenne d'enlèvement de la DCO soluble, sur une base de logarithme de la concentration résiduelle demeure à peu près inchangée (autour de 0,0052).

L'air utilisé pour oxygéner les biotours a été tour à tour fourni aux taux de 4,72 l/min, 0,40 l/min et 0,21 l/min. En considérant les conditions de pression d'alimentation et de fréquence de transfert du liquide et de fraction du temps consacré au transfert, on peut estimer le pourcentage de transfert minimal d'oxygène qui aura été nécessaire pour que le traitement s'effectue complètement en milieu liquide. Ces pourcentages, basés sur un rapport O_2/DBO_5 de 1,0 g / g et sur la concentration moyenne en DBO_5 (1770 mg/l), sont présentés au tableau 4.5.

Tableau 4.5 - Pourcentage de transfert d'oxygène minimum requis pour traiter entièrement l'affluent en milieu liquide

| Débit nominal d'aération (l / min) | Équivalent en air standard (l / min) | Transfert d'oxygène minimum (%) |
|---------------------------------------|-----------------------------------------|------------------------------------|
| 4,72 (10 cfh) | 11,1 | 1,89 |
| 0,40 (0,85 cfh) | 0,95 | 22,2 |
| 0,21 (0,45 cfh) | 0,50 | 42,0 |

Les pourcentages minimaux de transfert requis avec de tels débits nominaux d'aération sont de beaucoup supérieurs à ce que l'on peut espérer avoir avec un diffuseur à moyennes bulles et qui plus est, dans un réacteur de petite taille. La surpression appliquée ne peut, à elle seule, expliquer la réussite du traitement dans ces conditions de

restriction du débit d'aération. Les séjours cycliques de la biomasse fixée en milieu gazeux contribuent de façon évidente à l'oxygénation du système.

4.3.1.2 Pression appliquée

L'application d'une surpression de 70 kPa n'a pas d'effet sur la cinétique d'enlèvement de la DCO filtrée. L'écart entre le taux d'enlèvement en mg DCO/l obtenu sous une pression de 0 kPa et celui obtenu à 70 kPa n'est pas significatif puisqu'il est inférieur aux écarts-types de chacune des deux conditions.

4.3.1.3 Fréquence de transfert

La fréquence de transfert n'a pas d'impact visible sur la cinétique de traitement. On n'observe pas d'accélération de la disparition du substrat associée à l'augmentation de la fréquence de transfert lorsqu'on compare les courbes obtenues avec des intervalles entre les transferts de 10 ou 20 minutes. Si le traitement se faisait uniquement par adsorption en milieu liquide et dégradation en milieu gazeux, le taux de disparition du substrat devrait être proportionnel au nombre de contacts entre le biofilm et le substrat. En cas de consommation de la totalité du substrat retenu par le biofilm et le film liquide lié, le facteur limitant serait la fréquence des contacts. On devrait alors observer une décroissance beaucoup plus rapide avec transferts aux 5 minutes qu'avec transferts aux 20 minutes. Le fait que les courbes ne suivent pas cette tendance suggère que la majeure partie de la dégradation ne se fait pas en milieu gazeux mais plutôt en milieu liquide.

4.3.1.4 Âge de boue

L'augmentation de l'âge de boue de la biomasse en suspension engendrée par la recirculation des solides n'améliore pas la décantabilité de l'effluent. L'accroissement moyen estimé du temps de rétention cellulaire n'est d'ailleurs que de 8%. Comme le montre la figure 4.5, lorsque le temps de rétention cellulaire est de 0,5 jour, le taux de croissance dispersée est de 12%. Dans ces conditions, il est peu probable que l'on

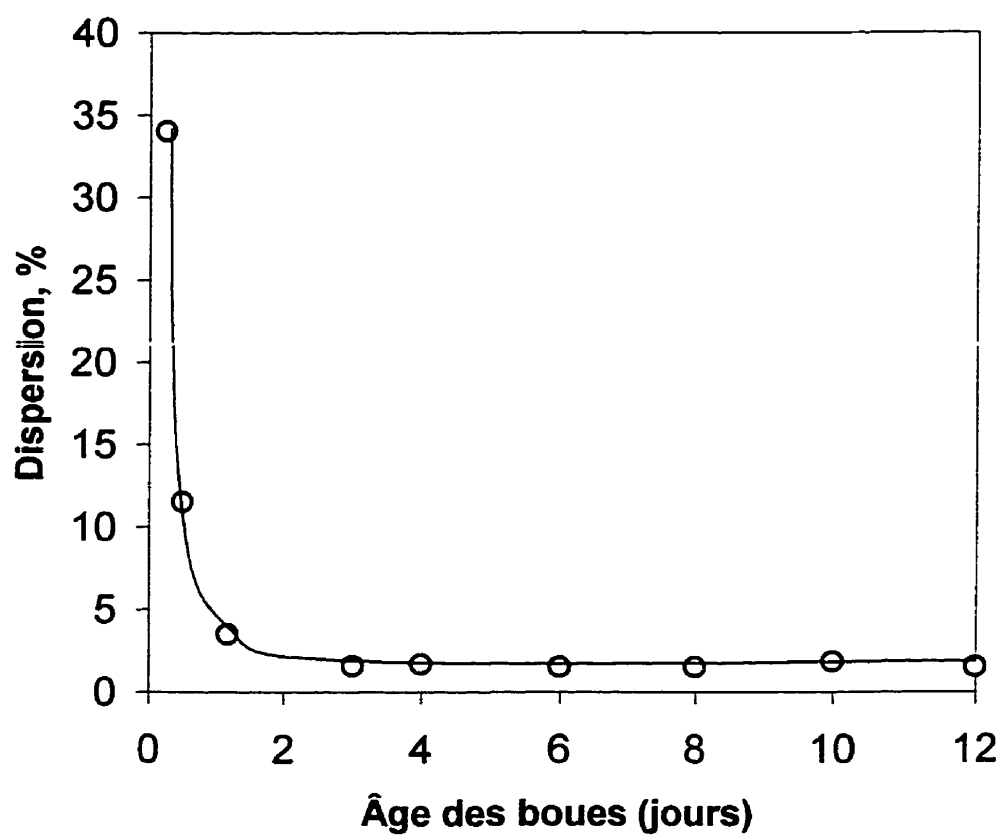


Figure 4.5 – Relation entre le taux de croissance dispersée et l'âge des boues
(adapté de WEF, 1990)

réussisse à obtenir un surnageant de décantation ne contenant que 30 mg MES/l et dans les faits, on n'y arrive pas.

4.3.2 Biosorption initiale

La biosorption observée pendant la première minute du cycle est très irrégulière. Elle varie entre 112 mg DCO_f / l et 1347 mg DCO_f / l (voir annexe IX). En moyenne, 33 % de la matière organique présente est adsorbée en une minute. La variabilité observée pour l'ensemble des valeurs de biosorption peut être expliquée par la difficulté à prélever l'échantillon à un temps de contact précis d'une minute. Le temps réel pendant lequel la biosorption peut se produire joue donc sur la quantité de substrat qui peut être stockée. Il n'y a pas de lien entre la biosorption et la concentration en matière organique appliquée. La recirculation n'augmente pas non plus la quantité de substrat biosorbé.

4.3.3 Dénitrification

Le potentiel dénitrifiant des biotours a été évalué, durant la période 5, pour expliquer la disparition observée de l'azote total Kjeldahl. Les résultats d'un essai de dénitrification avec ajout de nitrate réalisé en fiole au laboratoire sont illustrés à la figure 4.6. Puisque la dénitrification est une réaction d'ordre 0 par rapport à la concentration en nitrates, le taux de dénitrification peut être estimé directement par la droite reliant la concentration estimée immédiatement après l'injection et le premier point du plateau. Le taux de dénitrification ainsi obtenu est de 0,107 mg NO₃-N / l / min ce qui correspond dans ce cas-ci à un taux spécifique de $1,27 \times 10^{-4}$ g NO₃-N / g MVES / min.

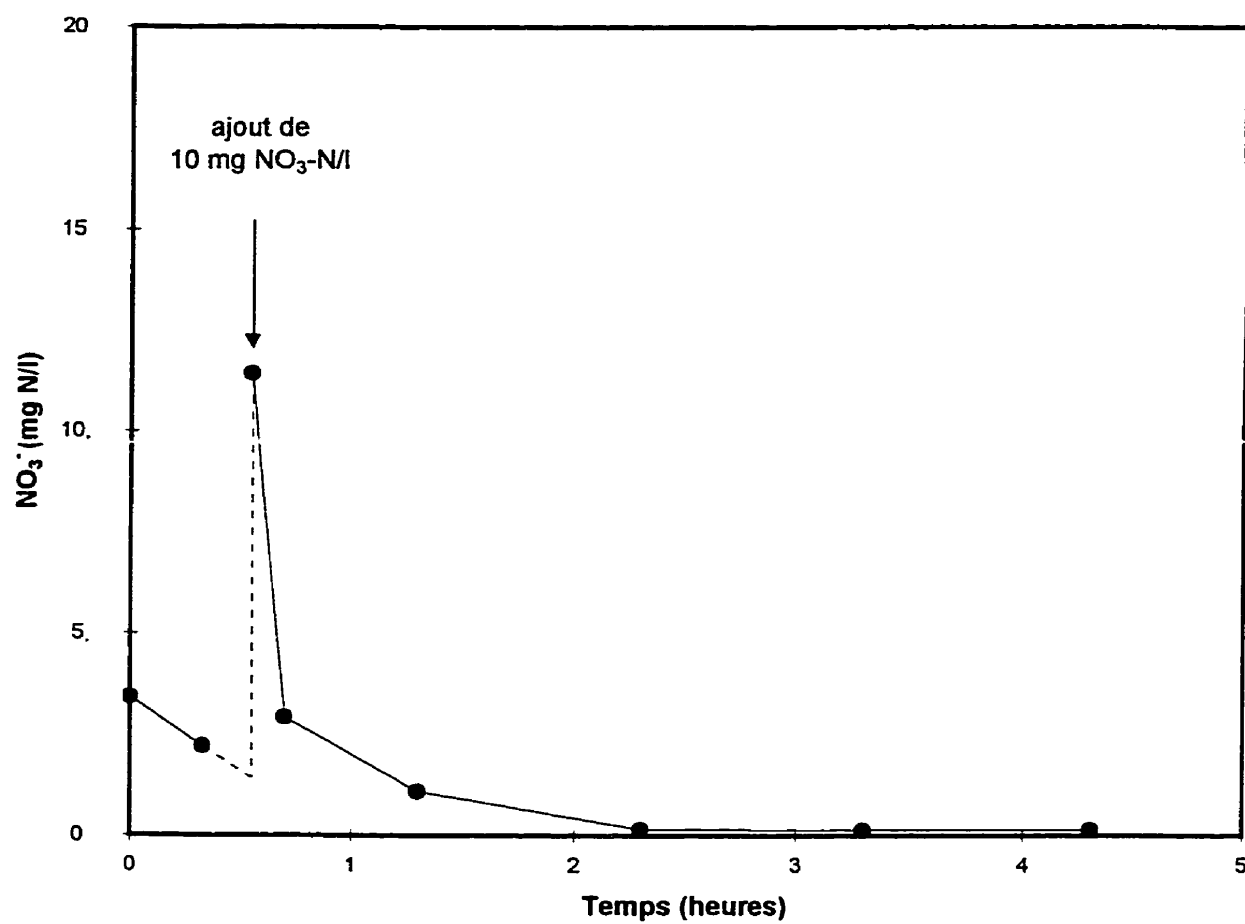


Figure 4.6 – Essai de dénitrification réalisé en laboratoire avec la liqueur mixte des biotours (17/09/97)

4.3.4 Décantation

Les différentes actions posées pour tenter d'obtenir une liqueur mixte séparable par décantation n'ont pas permis d'atteindre la norme de rejet de 30 mg MES / l. Comme le montre la figure 4.7, la concentration de matières en suspension dans les surnageants de décantation est assez variable. Les teneurs les plus basses ont été obtenues immédiatement après le remplacement de la vanne solénoïde reliant les deux tours par une vanne à bille (jour 180). La vanne à bille présentant un plus grand orifice a été installée précisément dans le but de présenter moins de résistance au passage de la liqueur mixte de façon à préserver l'intégrité des floccs biologiques et d'en améliorer la décantabilité.

La décantation semble être la plus favorisée dans les conditions telles que celles en vigueur à la période 6c, c'est-à-dire sans surpression appliquée. Dans ces conditions le surnageant obtenu contient peu de matières en suspension (environ 65 mg/l) et on ne retrouve pas de couche flottante à la surface du liquide. En d'autres temps, lorsqu'une surpression de 70 kPa est appliquée, une couche de particules flottantes, d'épaisseur variable se forme dans la partie supérieure du cône de décantation. Cette couche de particules flottantes est probablement causée par l'expansion des bulles de gaz trappées dans la liqueur mixte en réaction au brusque retour à la pression atmosphérique. La dénitrification peut aussi être responsable de la flottation d'une partie de la boue puisque les particules commencent généralement à remonter à la surface après une période d'environ 20 minutes de décantation.

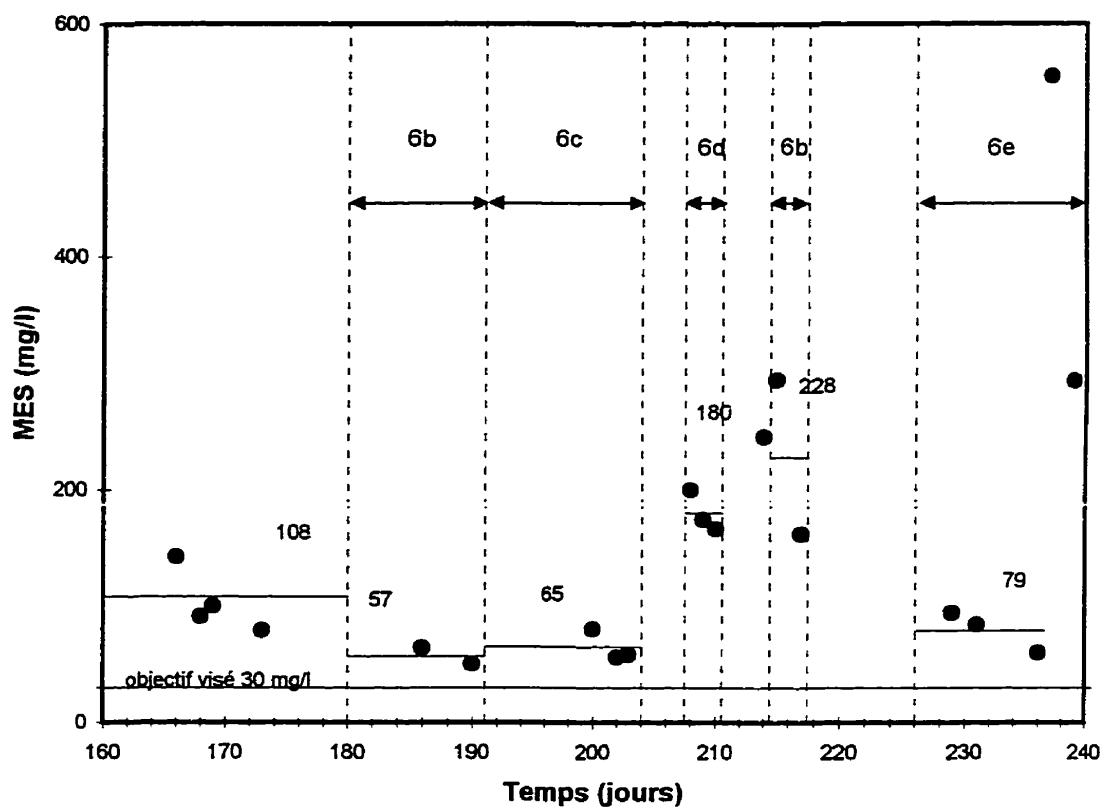


Figure 4.7 – Évolution de la teneur en MES dans le surnageant de décantation

4.3.5 Drainage et colonisation des biotextiles, phase 2

La quantité de liquide qui s'égoutte des biotextiles colonisés en 24 heures est de 2164 g pour la structure A et supérieure à 2830 g pour la structure B. La masse exacte égouttée de la structure 2 n'est pas disponible car une partie du liquide a été perdue accidentellement lors de l'essai de drainage. La structure B est celle qui abritait la plus grande quantité de biomasse. La figure 4.8 montre, sur un schéma, les volumes drainables et les masses de biofilm frais obtenus en fin de phase 2.

Tableau 4.6 - Paramètres de colonisation du biotextile, fin de la phase 2.

| | A | B | Moyenne |
|-------------------------------------------------------|------|------|---------|
| Biomasse sèche (g) | 49,6 | 49,0 | 49,3 |
| Colonisation surfacique humide (g/m ²) | 7167 | 7077 | 7122 |
| Colonisation surfacique sèche (g/m ²)* | 73 | 72 | 72,6 |
| Colonisation surfacique volatile (g/m ²)* | 68 | 67 | 68 |

* valeur estimée

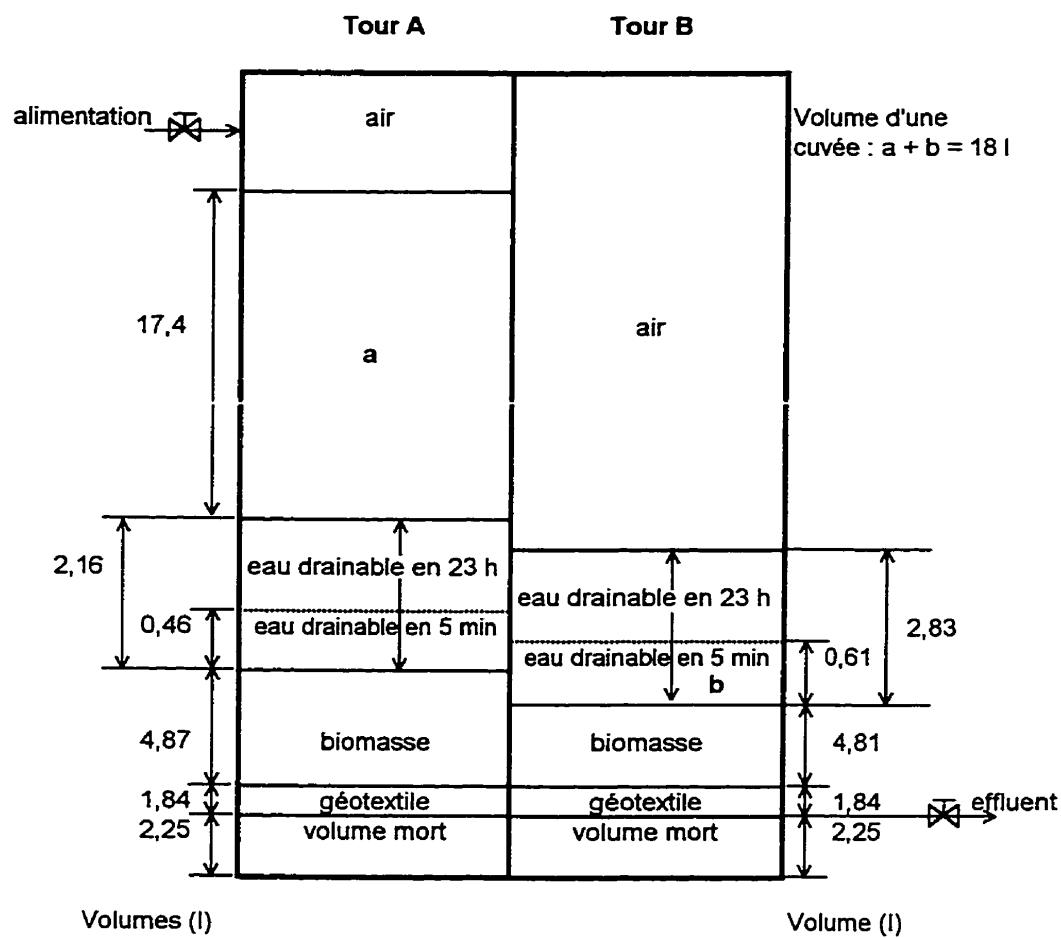


Figure 4.8 - Représentation schématique des volumes estimés, deux transferts après l'alimentation des biotours, fin de la phase 2.
(n'est pas à l'échelle)

4.3.6 Observations microscopiques

Les observations microscopiques réalisées de façon ponctuelle sur la liqueur mixte prélevée à la fin du cycle tout au long du projet, permettent de faire ressortir certains aspects la biomasse habitant les biotours. Le nombre de bactéries filamenteuses est toujours très élevé. Ceci explique en partie la difficulté rencontrée pour séparer la liqueur mixte par simple décantation. Les bactéries filamenteuses sont par ailleurs souvent associées à l'insuffisance d'aération des systèmes. On peut donc soupçonner le manque de disponibilité de l'oxygène pour l'ensemble de la biomasse.

Les principaux types de bactéries filamenteuses rencontrées lors des observations sont identifiées par leur morphologie seulement, comme étant les *Beggiatoa sp.* et les 021N. Selon Jenkins *et al.* (1988), *Beggiatoa* est favorisée par la présence de soufre et croît sur les biofilms lorsque ceux-ci sont suralimentés. Sa présence est normale dans un système qui fonctionne à haute charge comme les biotours. Les bactéries de type 021N croissent aussi en présence de soufre et elle causent le foisonnement des boues. Elle ont un potentiel dénitrifiant dont le taux est de $8,3 \times 10^{-4}$ g NO₃-N / g MES / min Elle peut donc être associée à la dénitrification observée dans les biotours.

Des organismes supérieurs tels que les *Opercularia*, les nématodes, les rotifères sont régulièrement présents. Ces micro-organismes proviennent de fragments qui se détachent du biofilm et montrent que celui-ci atteint un âge assez élevé. Des *Aspidisca*, des *Litonotus* et des *Oicomonas* font aussi partie des espèces rencontrées régulièrement. Des larves télotroches sont présentes systématiquement à chacun des échantillonnages.

Les flocs biologiques semblables à ceux observés dans des systèmes à boues activées en bonne santé n'existent à toutes fins pratique pas dans la liqueur mixte des biotours. Il ne semble pas y avoir d'équilibre entre les bactéries agglutinantes et filamenteuses au sein des flocs. On retrouve des amas de bactéries filamenteuses,

dépourvus de structure plus dense et des formes semblables à des petits flocs ne contenant qu'une ou deux bactéries filamenteuses ou même aucune.

Des masses de micro-organismes plus imposantes regroupant des bactéries filamenteuses et des organismes supérieurs attachés à une matrice se détachent du biofilm et se retrouvent dans la liqueur mixte.

Les observations microscopiques suggèrent globalement que l'oxygène n'est pas disponible en assez grande quantité pour la biomasse, d'où la présence de bactéries filamenteuses. L'abondance de *Beggiatoa* dénote aussi une suralimentation en matière organique du biofilm.

CHAPITRE 5 : DISCUSSION

Le présent chapitre compare l'ensemble des périodes d'opération entre elles et apporte des explications théoriques aux résultats d'expérimentation. Pour ce faire, on y discute de l'enlèvement de la matière organique carbonée puis de l'importance de la surface de géotextile. Une section propose aussi un modèle du mécanisme de traitement en deux étapes de biosorption en milieu liquide / dégradation en milieu gazeux. La discussion ne saurait être complète sans une mise en évidence des divers rôles de l'aération dans le procédé BTS, une comparaison des BTS avec d'autres procédés et la présentation de l'équipement devant assister les biotours pour l'épuration complète des effluents à traiter.

5.1 ENLÈVEMENT DE LA MATIÈRE ORGANIQUE CARBONÉE

Il est important de noter que les variations des paramètres d'opération ont été faites de façon ponctuelle, de jour en jour. On n'a donc mesuré que la réaction immédiate du système et non son comportement à long terme ou en condition d'équilibre. Comme le montrent les résultats des phases 1 et 2, dans les gammes de valeurs testées, l'intervalle entre les transferts, le débit d'aération et la pression appliquée n'influencent ni le pourcentage total d'enlèvement de la DCO, ni la vitesse de consommation de la DCO filtrée. Cela ne signifie pas pour autant que le système soit insensible aux variations des conditions d'opération mais peut indiquer que divers phénomènes aux effets opposés se produisent en même temps. Par exemple, l'épuration peut se faire simultanément par les micro-organismes en suspension dans la liqueur mixte, le biofilm immergé et le biofilm en milieu gazeux. Les divers groupes de micro-organismes peuvent contribuer en différentes proportions lorsque l'on change les conditions d'opération, de sorte que la capacité épuratoire demeure constante. En augmentant la fréquence de transfert, le biofilm est mieux alimenté en substrat et en oxygène alors que la liqueur mixte, elle, voit sa période d'oxygénation réduite.

5.1.1 Modélisation de la cinétique d'enlèvement

Il n'est pas aisé de choisir le modèle qui représente le mieux les courbes obtenues lors des suivis de l'enlèvement de la DCO filtrée. Mais cette modélisation est nécessaire pour obtenir des paramètres de comparaison entre les différents périodes. Les modèles de réaction retenus pour nos suivis ont été les réactions d'ordre 0 et d'ordre 1. L'ordre 0 a été choisi pour sa simplicité et parce que c'est celui que l'on utilise lorsque le substrat est abondant et que le taux de réaction est, dans ce cas, indépendant de la concentration du substrat. Avec près de 2000 mg/l de DCO filtrée et une constante de saturation (K_s) typique de 60 mg DCO/l, c'est probablement le cas dans nos essais. La réaction d'ordre 1 est la modélisation que l'on utilise lorsque le taux de réaction dépend de la concentration en substrat, c'est-à-dire, quand la rareté du substrat limite la vitesse de réaction. Ce n'est peut-être pas le cas avec le type d'eau usée que l'on a utilisé mais cette modélisation est quand même, pour l'ensemble des périodes, celle qui décrit le mieux la cinétique d'enlèvement. (figure 5.1)

Les courbes de disparition du substrat d'ordre 1 ou d'ordre 0 peuvent être observées telles quelles lorsqu'on fonctionne en mode cuvée et que le mélange est adéquat. Dans le cas des biotours, l'opération est en mode cuvée et le mélange est assez important. Cependant, les transferts de la liqueur mixte d'une tour à l'autre, exposant le biofilm au substrat après au moins 5 minutes de privation, ont un effet certain sur l'aspect de la courbe de disparition de la DCO filtrée. Ce phénomène de transfert-contact peut justifier que les courbes d'enlèvement s'apparentent à celles des réactions de premier ordre, alors que les conditions d'alimentation suggéreraient plutôt l'ordre 0. D'ailleurs, la modélisation du phénomène de biosorption/dégradation en milieu gazeux (voir section 5.3) pour laquelle la concentration en substrat n'est pas une variable, produit des courbes de type ordre 1.

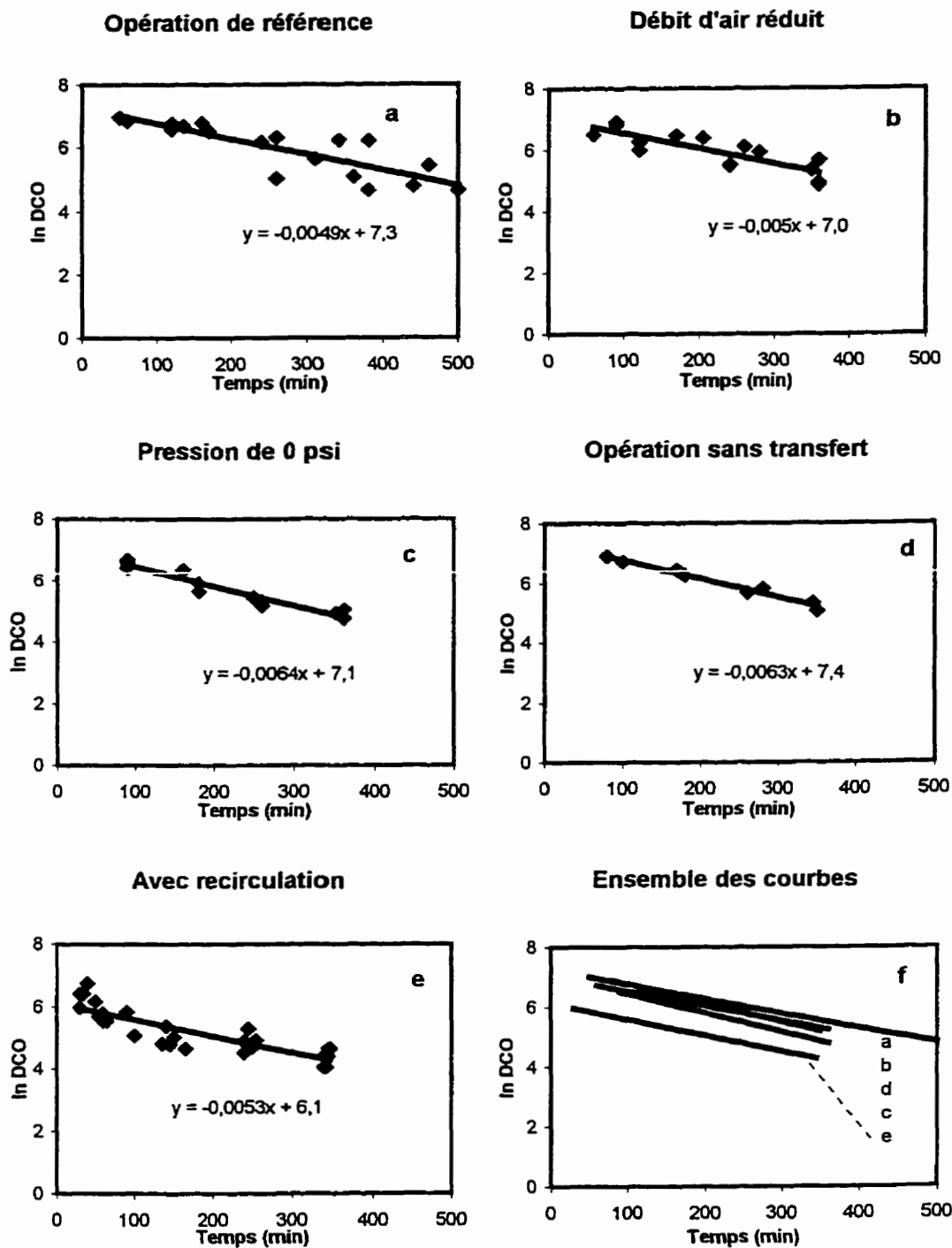


Figure 5.1 – Représentations semi-logarithmiques des suivis de la DCO_{filtrée}

5.2 IMPORTANCE DE LA SURFACE DE BIOTEXTILE

La surface de biotextile est un paramètre crucial lors de la conception des biotours. C'est de celui-ci que dépendent directement les caractéristiques physiques ou macroscopiques de l'effluent. En effet, tout au long de l'opération des biotours avec les biotextiles tubulaires (surface réduite), l'effluent obtenu des biotours était de couleur brune rougeâtre, le filtrat était jaune et cette liqueur mixte ne pouvait être séparée par décantation. Avec l'installation de nouvelles structures de biotextile alvéolé, la liqueur mixte est devenue moins colorée, son filtrat presque incolore et il était alors possible de la séparer par décantation. Les odeurs indiquaient alors aussi la qualité du traitement puisqu'en phase 1, l'effluent était malodorant alors qu'en phase 2, avec plus de biotextile, l'effluent avait une odeur de terre humide plutôt neutre.

5.3 MODÉLISATION : BIOSORPTION/DÉGRADATION EN MILIEU GAZEUX

Afin d'évaluer l'importance du mécanisme de biosorption en milieu liquide suivi de la biodégradation en milieu gazeux sous pression qui est à la base du concept des biotours, ledit mécanisme à deux étapes est décrit par un modèle simple. La validation de ce modèle est réalisée, par comparaison des courbes qu'il génère avec des courbes expérimentales. Le modèle permet de prévoir la cinétique d'enlèvement de la matière organique que l'on obtiendrait si le traitement se faisait, comme supposé, uniquement par le biofilm, en milieu gazeux. Dans un tel cas, ne serait consommé que le substrat adsorbé sur le biofilm et celui contenu dans le film liquide restant. Au retour de la liqueur mixte, on aurait dilution de celle-ci par mélange avec le film liquide traité et le traitement se poursuivrait dans l'autre tour.

Le modèle suppose que la colonisation surfacique et la quantité de liquide retenu par unité de surface de biotextile sont constantes. Le modèle suppose aussi que :

- 1) la biosorption a lieu seulement au tout début du cycle, alors que le biofilm est en carence de substrat organique et que la quantité de matière organique offerte est très grande ;
- 2) toute la matière organique contenue dans le film liquide retenu sur le biofilm est dégradée entre chaque transfert ;
- 3) le temps maximal requis au biofilm pour dégrader le substrat contenu dans le film liquide est du même ordre de grandeur que l'intervalle de temps entre les transferts ;
- 4) la population active de micro-organismes hétérotrophes est estimée par la masse totale de matière volatile fixée au géotextile.

Le temps maximal requis pour traiter la totalité de la matière organique contenue dans le film liquide, estimé à l'aide de paramètres typiques de cinétique est d'environ 4 minutes. Ce qui confirme la validité des hypothèses 2 et 3 ci-dessus. L'annexe XIII présente un exemple de calcul des temps épuratoires estimés pour le suivi de la DCO_r réalisé le 19 septembre 1997.

Les deux seules variables influençant la cinétique d'enlèvement sont donc, dans ce modèle simplifié, la surface de géotextile et la fréquence des transferts. L'épuration réalisée en milieu liquide par la biomasse en suspension et le biofilm submergé est négligée. Selon les hypothèses posées, les effets de la surface de géotextile et de la fréquence de transfert devraient suivre les tendances illustrées par la figure 5.2

Les équations qui permettent d'estimer la concentration résiduelle de matière organique (C_t) à tout moment du cycle et sous diverses conditions sont les suivantes :

$$C_t = (C_i - b) \cdot Z^n \quad (5)$$

Avec

$$Z = \frac{0,5 V_{\text{réact}} - 2V_r}{0,5 V_{\text{réact}} - V_r} \quad (6)$$

où C_i : concentration initiale de matière organique (mg DCO_f / l)

b : concentration de matière organique biosorbée en 1 minute, au début du cycle (mg/l)

Z : coefficient de dilution

n : nombre de transferts ayant eu lieu depuis le début du traitement

$V_{\text{réact}}$: volume utile de réacteur (l)

V_r : volume du film liquide retenu par le biofilm (l)

Il est possible d'ajuster le paramètre V_r du modèle afin d'obtenir une courbe qui s'ajuste bien à la courbe de disparition de la DCO_f obtenue le 19 septembre 1997 avec un intervalle entre les transferts de 10 minutes. La valeur alors utilisée comme volume de film liquide retenu est de 1,175 l. Cette valeur est réaliste puisqu'elle est inférieure à la quantité d'eau ($\approx 2,5$ l) qui s'égouttait, en 23 heures, des géotextiles colonisés de la phase 2.

La variation de la fréquence de transfert ne produit cependant pas l'effet prédit par le modèle. Alors que l'on réduit de moitié la fréquence de transfert du liquide, la cinétique de disparition réelle de la DCO filtrée demeure inchangée. Cette dernière constatation montre que le phénomène de biosorption en milieu liquide, rétention d'un

film liquide et digestion successive en milieu gazeux n'est pas le principal mécanisme par lequel l'eau usée est épurée dans les biotours. Les résultats obtenus par la suite, de l'opération des biotours sans transfert de la liqueur mixte, confirment cet état de faits. L'aspect hydraulique (volume de film liquide, fréquence de transfert du liquide) n'est donc pas celui qui limite la cinétique de réaction. Il semble que la contribution du mécanisme ainsi modélisé soit même presque négligeable, vu la différence entre les courbes réelles et les courbes modélisées montrées à la figure 5.2.

La variation de la surface de transfert ne produit pas, non plus, l'effet escompté sur la cinétique de disparition de la DCO_f. On ne dispose pas de courbe expérimentale complète pour la phase 1 du programme d'essais, alors que les biotours contenaient environ 2,7 fois moins de géotextile qu'en phase 2. C'est du moins ce que suggère le résultat d'un suivi incomplet de l'évolution de la DCO_f (annexe VIII) réalisé le 27 mai 1997 en phase 1.

L'utilisation de l'hypothèse 4 peut conduire à une surestimation de la quantité de biomasse active résultant d'une sous estimation du temps requis pour l'épuration complète du substrat contenu dans le film liquide retenu par le biofilm. Une partie de la matière volatile fixée au géotextile peut, en effet, être inactive ou autotrophe. Lorsque la matière organique n'est pas dégradée en entier, l'importance du phénomène de dilution diminue et les variations de cinétiques attribuables à la fréquence de transfert et à la surface de géotextile s'estompent.

Un modèle qui voudrait représenter de façon fidèle l'enlèvement de la matière organique au sein des biotours devrait prendre en considération les actions épuratoires de la liqueur mixte et du biofilm en milieu liquide. L'opération du réacteur sans transfert de la liqueur mixte (période 6d) révèle d'ailleurs que la totalité de l'épuration peut s'effectuer en milieu liquide. L'efficacité globale du système est donc déterminée par une combinaison de l'aspect hydraulique du mécanisme de traitement et par l'activité de

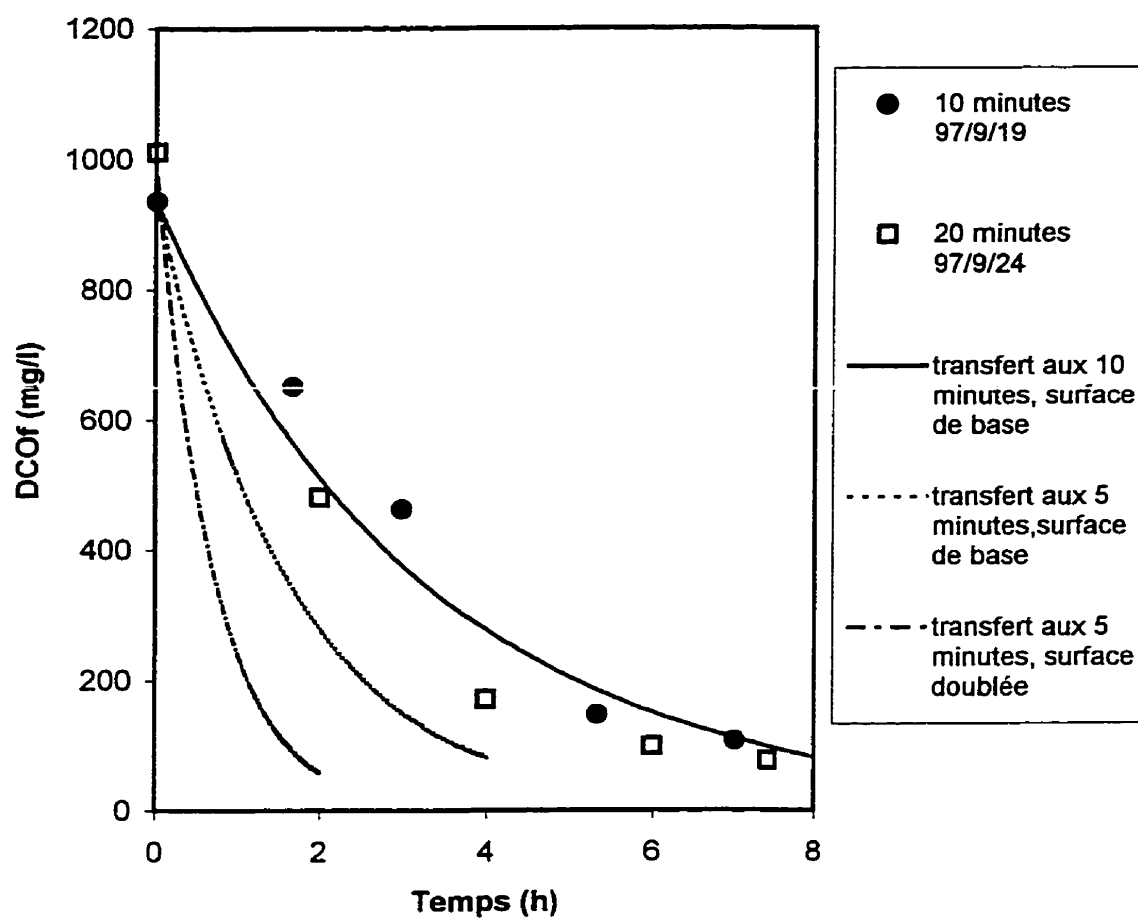


Figure 5.2 – Modélisation et évaluation de l'importance d'un mécanisme de strict traitement en milieu gazeux

biodégradation des différents groupes de micro-organismes présents dans les deux tours, en milieux liquide et gazeux.

Le modèle qui décrit le concept de mécanisme épuratoire des biotours est invalidé par comparaison avec les résultats expérimentaux. L'hypothèse selon laquelle la totalité de l'épuration s'effectue en milieu gazeux par la biomasse fixée est donc erronée car l'épuration a lieu en milieux liquide et gazeux.

5.4 EFFET DE L'AÉRATION

Les biotours forment un système complexe où plusieurs concepts entrent en jeu. La constance avec laquelle la matière organique disparaît, même lorsque le débit d'aération est restreint illustre encore l'étendue des interactions ayant lieu dans les biotours. En effet, lorsque le débit d'air est maintenu à 0,40 ou même à 0,22 l/min, considérant que 1,0 g d'O₂ serait nécessaire à l'oxydation de 1,0 g de DBO₅, les taux globaux d'utilisation de l'oxygène fourni deviennent respectivement 22 et 42 %. Puisque l'on utilise un diffuseur d'air à moyennes bulles dont la hauteur de submergence est très faible, il est impossible que de tels taux de transfert aient lieu exclusivement à travers le liquide.

Le tableau 5.1 donne les taux de transfert généralement observés en eau claire sous 4 m de submergence. Par comparaison avec ces derniers, on voit que le transfert cyclique de la liqueur mixte d'une tour à l'autre joue un rôle important dans l'apport d'oxygène à la biomasse.

Le phénomène de biosorption et digestion successives en milieu gazeux sous pression n'est pas prédominant si l'on se fie aux performances obtenues lors de l'opération des biotours sans transfert de la liqueur mixte pendant 6 heures. On obtient en fait le même enlèvement lorsque la totalité du traitement se fait en milieu liquide.

L'opération des biotours sans transfert et à débit d'aération réduit n'a pas eu lieu mais aurait sans doute confirmé cet état de fait. On y aurait probablement observé une

Le débit d'air requis pour faire fonctionner les biotours peut être estimé pour différentes conditions de pression, de fréquence de transfert et de charge appliquée. On peut ainsi déterminer dans quelles conditions d'opération les biotours consomment moins d'air qu'un système conventionnel.

Le débit d'air requis pour transférer le liquide d'une tour à l'autre devient vite assez important. En effet à chaque transfert, il faut pousser un volume d'air équivalent au volume de liquide à déplacer et cet air ne sert pas à l'oxygénation de la liqueur mixte : il ne sert qu'à la poussée. La masse globale d'air de poussée augmente avec la fréquence de transfert et aussi avec la pression régnant dans les biotours puisque l'air est un fluide compressible. À titre d'exemple, la masse d'air requise pour transférer la liqueur mixte d'une tour à l'autre à toutes les 5 minutes, sous une pression de 70kPa (10 psi), suffirait à traiter en 12 heures une eau contenant 2000 mg/l DBO₅ et ce, avec un taux de transfert aussi bas que 2,5 %. D'autres valeurs de transfert d'oxygène équivalent en fonction de la fréquence de transfert et de la pression sont présentées à l'annexe XII

Tableau 5.1 - Pourcentages de transfert d'oxygène en fonction de la taille des bulles d'air, en eau claire, à 10 °C et 4 m de submergence (Degrémont 1989)

| Type de bulles | Diamètre | Pourcentage de transfert |
|-----------------|----------|--------------------------|
| grosses bulles | > 6mm | 4 à 6 % |
| moyennes bulles | 4-6 mm | 5 à 10 % |
| fines bulles | < 4mm | 15 à 30 % |

5.5 COMPARAISON DES BIOTOURS AVEC D'AUTRES PROCÉDÉS

Le tableau 5.3 présente les charges organiques applicables à divers procédés en ce qui a trait à la DBO₅ enlevée par unité de surface ou de volume de réacteur et par jour. Selon ces critères, les biotours se comparent aux biodisques, aux RBS à haute charge, aux lits bactériens de pré-traitement et aux systèmes à boues activées conventionnels mais ne rivalisent pas avec les biofiltres dont les charges par unité de volume (jusqu'à 4 kg /m³ /d) sont nettement supérieures.

Les biotours disposent cependant d'un avantage par rapport aux biofiltres en ce qu'elles n'imposent pas de limites quant à la DBO₅ et aux MES contenues dans l'eau à traiter. Les biofiltres ne sont donc pas des compétiteurs directs des biotours.

Tableau 5.2 - Domaines d'application des biofiltres

| Procédé | Domaine d'application | Charge applicable | Référence |
|------------|-----------------------------------------------|-----------------------|------------------------|
| | mg/l à l'affluent | kg /m ³ /d | |
| Biofor | DBO ₅ < 300 mg/l MES < 100 mg/l | 2 à 6 | Degrémont (1989) |
| Biodrof | DBO ₅ < 100 mg/l MES < 80 mg/l | 3 à 7 | Degrémont (1989) |
| Biocarbone | DBO ₅ < 500 mg/l MES < 100 mg/l | < 11 | John Meunier (1993) |
| Biotours | DBO ₅ et MES non limitées | 1,5 | ce mémoire |

5.6 ÉQUIPEMENT COMPLÉMENTAIRE

La paire de tours qui forment le procédé que l'on nomme «biotours séquencées» ne peuvent pas être utilisées seules pour traiter complètement un effluent industriel pour rejet au cours d'eau. Jumelées à un bassin d'égalisation, elles pourraient être utilisées

Tableau 5.3 - Comparaison des biotours avec d'autres procédés

| Procédé (valeurs tirées de Metcalf & Eddy) | Charge organique appliquée | |
|-----------------------------------------------|-----------------------------------------|----------------------------------------|
| | kg DBO ₅ / m ³ /d | g DBO ₅ / m ² /d |
| Boues activées | | |
| conventionnelles | 0,8-1,92 | |
| haute charge | 1,6-16 | |
| RBS | | |
| aération prolongée | 0,4 | |
| conventionnel | 0,4-1,04 | |
| haute charge | 1,04-2,88 | |
| Biodisques | | |
| global | | 1-17 |
| maximum applicable au premier stade | | 39-59 |
| Lits bactériens | | |
| faible charge | 0,08-0,4 | |
| super haute charge | 0,48-1,6 | |
| pré-traitement | 1,6-8 | |
| Biotours | | |
| périodes 2 et 3 | 1,47 | 82 |
| période 5 | 1,27 | 32 |

lb/1000 pi³/d = 62,5 * kg/m³/d

lb/1000 pi²/d = 204,1 * kg/m²/d

comme pré-traitement dans le cas de rejet au réseau d'égout de la municipalité. Cette configuration constitue le système le plus simple envisageable.

5.6.1 Bassin d'égalisation

Les biotours requièrent l'installation d'un bassin d'égalisation car elles fonctionnent par cuvées. On doit être en mesure de les alimenter jour et nuit, sept jours par semaine à partir d'un effluent dont le débit est inégal. Ce bassin pourra éventuellement servir de décanteur primaire, pour éliminer une partie des matières en suspension.

5.6.1.1 Exemple de calcul du volume des biotours et du bassin d'égalisation

Cas : effluent d'abattoir

Débit hebdomadaire à traiter : 30 m^3

Distribution du débit : $7,5 \text{ m}^3/\text{d}$ du lundi au jeudi inclusivement, entre 7h et 15h.

Charge organique moyenne de l'effluent : 2000 mg/l DBO_5

Charge organique applicable aux biotours : $1,5 \text{ kg /m}^3 / \text{d}$

Une telle répartition du débit rend nécessaire un bassin d'égalisation d'au moins $3/7 * 30$, soit 13 m^3 . Le tableau 5.4 montre que le volume requis pour le traitement de l'effluent industriel n'est pas le facteur limitant la compacité globale du système.

5.6.2 Étapes de traitement additionnelles

D'autres éléments doivent encore compléter les biotours si l'on souhaite en déverser l'effluent au cours d'eau. Premièrement, dans leur configuration actuelle les

biotours rejettent un effluent de type liqueur mixte dont les phases liquides et solides doivent être séparées. On doit donc prévoir, au minimum, un décanteur.

Deuxièmement, dans le cas particulier de l'abattoir Forget, le rejet à traiter est riche en matières grasses et en phosphore. Il faut alors ajouter une étape de dégraissage-déshuilage puisque les biotours, bien qu'elles n'aient pas été perturbées par la présence de graisses lors des essais, ne sont pas conçues pour en faire la dégradation. L'enlèvement du phosphore devrait, quant à lui, peut être se faire par déphosphatation physico-chimique. Cette étape pourrait d'ailleurs remplir la double fonction d'enlèvement du phosphore et de coagulation des particules car, avec les biotours à l'échelle banc d'essai, on n'a pas réussi à atteindre la norme de 30 mg MES / l par simple décantation.

Tableau 5.4 - Volume des biotours et rapport des volumes d'égalisation et de traitement en fonction du nombre de cuvées traitées par jour

| Nombre de cuvées par jour | Volume total des tours (m ³) | Rapport vol égalisation / vol réacteur (m ³ /m ³) |
|---------------------------|---------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------|
| 2 | 2,9 | 4,5 |
| 3 | 1,9 | 6,8 |
| 4 | 1,4 | 9,3 |

CHAPITRE 6 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 CONCLUSION

Les biotours sont efficaces pour enlever la matière organique. Du point de vue de la charge volumique, elles sont équivalentes aux systèmes à boues activées conventionnelles. Elles ont toutefois l'avantage d'être résistantes aux chocs toxiques et une fluctuation du débit ne risque pas d'y provoquer de lessivage de la biomasse grâce à la biomasse bien fixée sur géotextile.

On n'a pas trouvé de relation entre l'application d'une surpression et l'efficacité d'enlèvement de la matière organique. La vitesse de traitement pas plus que la quantité de substrat consommé ne sont influencées par la pression environnante. Le seul effet observé ayant été attribué à la pression est la flottation des particules lors des essais de décantation réalisés sur la liqueur mixte fraîche. En effet, la décantation de liqueur mixte provenant de l'opération des biotours sous 70 kPa donne toujours un profil de décantation dont la zone claire est coincée entre le lit de boue et une couche flottante plus ou moins épaisse. Cette couche résulte probablement du dégazage de la liqueur mixte. Les échantillons de liqueur mixte obtenus sans surpression appliquée, quant à eux, donnent un surnageant exempt de couche flottante.

Il n'a pas été possible, malgré toutes les tentatives, d'obtenir un surnageant de décantation dont la teneur en matières en suspension (MES) et la demande biochimique en oxygène (DBO_5) soient inférieures à 30 mg/l. Cet état de fait limite l'utilisation actuelle possible des biotours au rôle de pré-traitement. L'effluent doit subir un traitement supplémentaire si l'on souhaite le rejeter directement au cours d'eau. On peut très bien, toutefois, installer les biotours comme système de réduction *in-situ* de la charge polluante d'une industrie, avant déversement au réseau d'égout municipal.

Des paramètres de conception et d'opération précis n'ont pu être établis lors de cette phase expérimentale. On dispose cependant de certaines indications concernant la fréquence de transfert du liquide, le débit d'aération et la surface de géotextile requis. Ce que l'on sait :

- Surface de géotextile : Lorsque la charge organique moyenne appliquée est de 32 g / m² de surface de géotextile par jour, les biotours produisent un effluent (liqueur mixte) qui peut être séparé par décantation et dont le surnageant est assez clair. Par contre, avec une charge appliquée moyenne de 82 g / m²/d, l'effluent obtenu, bien que contenant peu de matière organique soluble, est malodorant, très foncé, trouble et impossible à séparer par simple décantation.
- Fréquence de transfert : Le transfert de la liqueur mixte d'une tour à l'autre permet, en plus d'un auto-nettoyage en continu, d'oxygéner le biofilm. Les suivis ponctuels réalisés à l'échelle banc d'essai montrent qu'il n'y a pas de différence entre le traitement obtenu en transférant le liquide à toutes les 20 minutes ou à toutes les 5 minutes. Puisque chaque transfert requiert un important volume d'air, il convient d'en réduire la fréquence au minimum pour réduire les coûts d'oxygénation. De plus, par comparaison avec un pourcentage de transfert d'oxygène typique de 7 %, pour que les biotours soient énergétiquement compétitives, la fréquence de transfert (voir annexe XII) ne doit pas y dépasser 1 aux 12 minutes pour une surpression appliquée de 70kPa (10 psi) et une concentration en matière organique de 2000 mg DBO₅/l.
- Débit d'aération : Les informations disponibles sur le débit d'aération proviennent de l'opération des biotours sous 70 kPa (10 psi) de surpression. Le débit d'air fourni entre les transferts, donc servant à l'oxygénation de la liqueur mixte et des biofilms des 2 tours, est suffisant lorsqu'il fournit aussi peu que 0,139 g O₂/ min pour une DBO₅ moyenne de 1770 mg/l traitée en 12 heures (volume de 19 l). Le transfert a alors lieu aux 5 minutes. Lorsque l'on fait fonctionner les biotours sans transfert pendant 6 heures, une ration de 6,15 g O₂/ min permet d'obtenir, dans les mêmes conditions, un traitement équivalent.

Le mécanisme théorique de contact/adsorption en milieu liquide suivi d'une dégradation rapide en milieu gazeux sous pression à la base du projet biotours séquencées ne conduit pas aux performances que l'on aurait souhaitées. Des 5 à 10 kg/ m³ /d de matière organique que l'on espérait pouvoir traiter avec les biotours, seuls 1,5 kg/ m³ /d ont pu être appliqués avec un certain succès. La pression ne permet pas, comme le voulait le concept, d'obtenir une plus grande épaisseur active de biofilm résultant d'une meilleure pénétration des fluides dans le biofilm et conduisant à une efficacité de traitement accrue.

Le biotextile spécial utilisé comme support pour le biofilm, bien qu'il soit perméable et son indice des vides soit très élevé, n'abrite pas plus de biomasse (masse de matière volatile par unité de surface) qu'un support plastique ordinaire.

6.2 RECOMMANDATIONS

La phase expérimentale portant sur l'opération d'un système de biotours à l'échelle du banc d'essai a permis d'entrevoir les possibilités et les limites du procédé biotours séquencées. Les expérimentations doivent cependant continuer si l'on espère faire des biotours un procédé viable, concurrentiel. À l'heure actuelle, on ne respecte pas les normes de rejet concernant la DBO₅ et les matières en suspension. Il n'apparaît pas non plus, de façon évidente, que le procédé sera énergétiquement économique.

Dans la recherche d'un moyen pour abaisser la teneur en matières en suspension sous le seuil des 30 mg/l, la flottation à air dissous pourrait être testée comme solution de rechange à la décantation gravitaire. Cette option est suggérée par la propension naturelle à la flottaison de la liqueur mixte sortant des biotours. D'ailleurs, si l'on contrôle bien les conditions de dissolution de l'air, la flottation peut permettre d'obtenir une meilleure séparation que celle obtenue par décantation.

Puisque les essais réalisés dans la récente phase expérimentale étaient de type ponctuel, c'est-à-dire sans attendre l'atteinte d'un équilibre microbiologique, il conviendrait de vérifier l'influence à long terme de certains paramètres. Par exemple, la fréquence de transfert qui n'a pas d'effet immédiat sur la cinétique d'enlèvement pourrait, si elle est trop réduite, s'avérer insuffisante à l'auto-nettoyage du système. Il se pourrait aussi que l'oxygénation du biofilm attribuable aux fréquents séjours en milieu gazeux soit insuffisante à long terme. Le débit d'aération devrait aussi faire l'objet d'une vérification à plus long terme car si le biofilm est efficace même sous faible aération pendant six heures on ne peut affirmer qu'il le resterait après une période de temps prolongée.

Un modèle plus complet pourrait être développé afin de prédire la performance des biotours sous diverses conditions. Ce modèle devrait considérer la biodégradation réalisée, en milieu liquide, par la biomasse en suspension et la biomasse fixée en plus de la biodégradation réalisée en milieu gazeux par la biomasse fixée. Les contributions respectives des séjours en milieu gazeux et de l'aération de la liqueur mixte à l'oxygénation de la biomasse devraient être étudiées afin que l'on puisse mieux caractériser le fonctionnement des biotours.

Les caractéristiques mécaniques et rhéologiques du géotextile doivent, enfin, être étudiées. On ne peut se permettre de vendre un procédé dont la principale composante fasse défaut après quelques années seulement. Le remplacement des structures de géotextile au sein des biotours serait coûteux et impliquerait l'arrêt complet du système, un redémarrage et une période d'opération à efficacité réduite. Il est donc très important que le géotextile utilisé et son mécanisme d'attachement soient durables.

RÉFÉRENCES

BAKKE, R., M. G. TRULEAR, J. A. ROBINSON et W. G. CHARACKLIS (1984). Activity of *Pseudomonas aeruginosa* in biofilms: steady state. Biotechnology and Bioengineering, 26, 1418-1424.

BLAIS, J.-F., J.-L. SASSEVILLE, K. MAMOUNY, N. KIBI et H. HAMELIN (1995). Économie d'énergie. Vecteur environnement, 28(2), 26-39.

BENEFIELD, L. D. et C. W. RANDALL (1980). *Biological processes design for wastewater treatment*. Éd. Teleprint Publishing, Charlottesville, Virginia. 526 p.

BENNOIT, H., A. Peter-Fröhlich, V. SCHMIDT et C. SHUSTER (1994). Biological treatment of municipal wastewater in Berlin, using a 10 m deep basin and flotation for secondary clarification. *Water Science and Technology*, 30(4), 81-88.

CHARACKLIS, W. G. et K. C. MARSHALL (1990). *Biofilms*. Ed. John Wiley & sons, Inc., N.Y., 796 p.

COTÉ M.-H. (1991). Conception et développement d'un bioréacteur aérobie à écoulement lamellaire sur biomasse fixée à un textile non tissé aiguilleté. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.

Degrémont (1989). *Mémento technique de l'eau*. 9^e éd., Degrémont Rueil-Malmaison, France. 2 vol., 1460 p.

ELLIS, K.V., G. H. MORTIMER et A. BERKTAY (1992). Biological wastewater treatment under the influence of pressure. Journal of the Institution of Water and Environmental Management, 6(4), 468-474.

GALIL, N., N. STAHL, J.T. NOVAK, M. REBHUN (1991). The influence of mixing on the physical characteristics of biological flocs. Research Journal of the Water Pollution Control Federation, 63(5), 768-772.

GRASMICK, A. et G. M. FAUP (1986). Un pas en avant dans l'intensification des procédés biologiques: la biofiltration. Modélisation et mise en oeuvre. *Journées information eaux*. Poitiers, France. p. 3-12.

HUANG, J.-C. and BATES V.T. (1980) Comparative performance of rotating biological contactors using air and pure oxygen. Journal of Water Pollution Control Federation, 52, 2686-2703.

IFAI (1992). *A Design Primer: Geotextiles and Related Materials*. 1^{re} éd., Industrial Fabric Association International, St-Paul, MN. 104 p.

JENKINS, D., M. G. RICHARD, G. T. DAIGGER (1993). 2^e éd., Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan, 193 p.

Metcalf & Eddy, Inc. (1991). *Wastewater engineering: treatment disposal and reuse*. 3^e éd., McGraw-Hill, Inc., New York, 1334 p.

OWEN, W.F. (1982). *Energy in wastewater treatment*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 373 p.

PUJOL, R. et J. P. CANLER (1992). Biosorption and dynamics of populations in activated sludge. Water Research, 26(2), 209-212.

ROBINSON, J. A., M.G. TRULEAR et W.G. CHARACKLIS (1984). Cellular reproduction and extracellular polymer formation by *Pseudomonas aeruginosa* in continuous culture. Biotechnology and Bioengineering, 26, 1409-1417.

SIEGRIST, H. et W. GUJER (1985). Mass transfer mechanisms in a heterotrophic biofilm. Water Research, 19(11), 1369-1378.

SIMKINS, S. et M. ALEXANDER (1984). Models for Mineralization Kinetics with the Variables of Substrate Concentration and Population Density. Applied and Environmental Microbiology, 47(6), 1299-1306.

SUNDARARAJAN, A. et L.-K. JU (1995). Biological Oxygen Transfer Enhancement in Wastewater Treatment Systems. Water Environment Research, 67(5), 848-854.

TCHIO, M. (1997). Biotour Séquencée : Évaluation des géotextiles et de la séparation membranaire solide-liquide. Mémoire de maîtrise, École polytechnique de Montréal, Canada.

TCHOBANOGLOUS, G. et E. D. SCHROEDER (1987). *Water Quality*. Éd. Addison-Wesley publishing company. 768 p.

TUMÉO, M. A. et T. J. STEPHENS (1996). Oxygen Transfer Efficiency in Small Diffusers. Journal of Environmental Engineering, 122(1), 55-57.

VALENTIS G. et J. LESAVRE (1990). Wastewater treatment by attached-growth micro-organisms on a geotextile support. Water Science and Technology, 22(1/2), 43-51.

WANNER, O. and W. GUJER (1986). A multispecies biofilm model. Biotechnology and Bioengineering, 28, 314-328.

WEF (1990). *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants*. Manual of Practice No.11. 3 vols. Water Environment Federation, Alexandria, VA. 1342 p.

WPCF(1988) *O & M Of Trickling Filters, RBCs, and Related Processes*. Manual of Practice OM-10. Water Pollution Control Federation, Alexandria, VA. 139 p.

ANNEXE I : Photographies

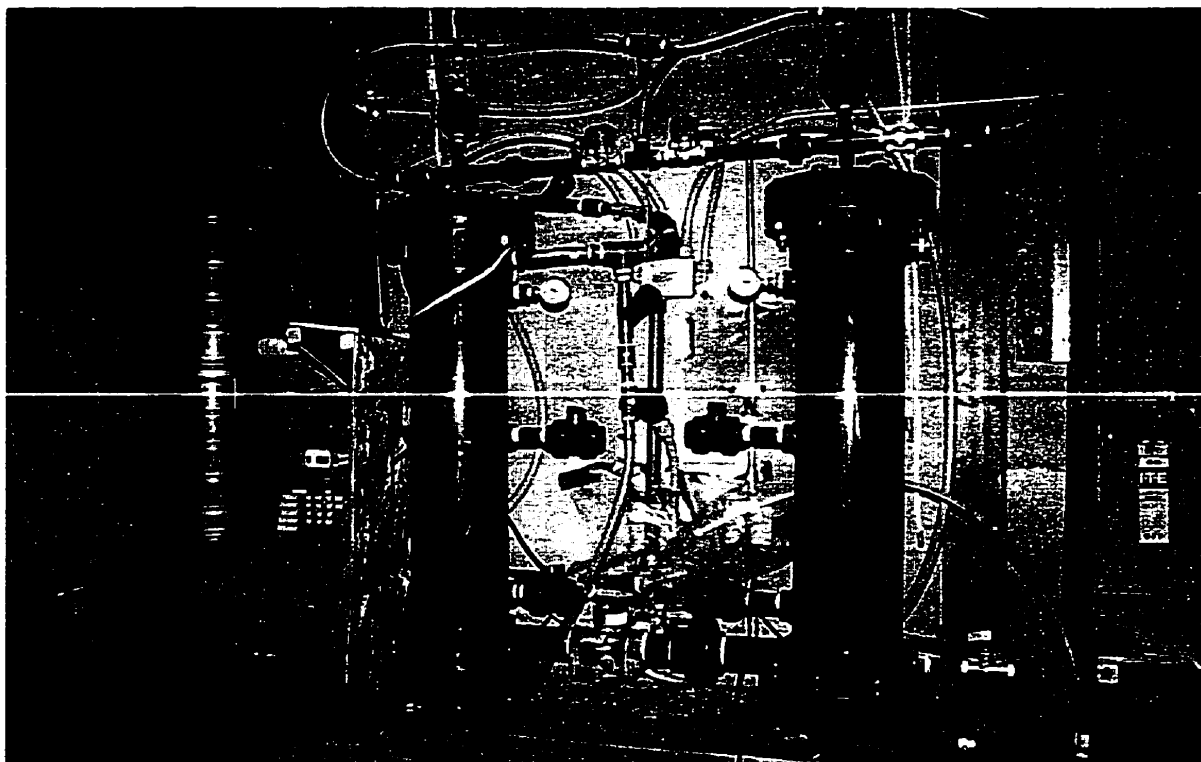


Photo I.1

Description des photos

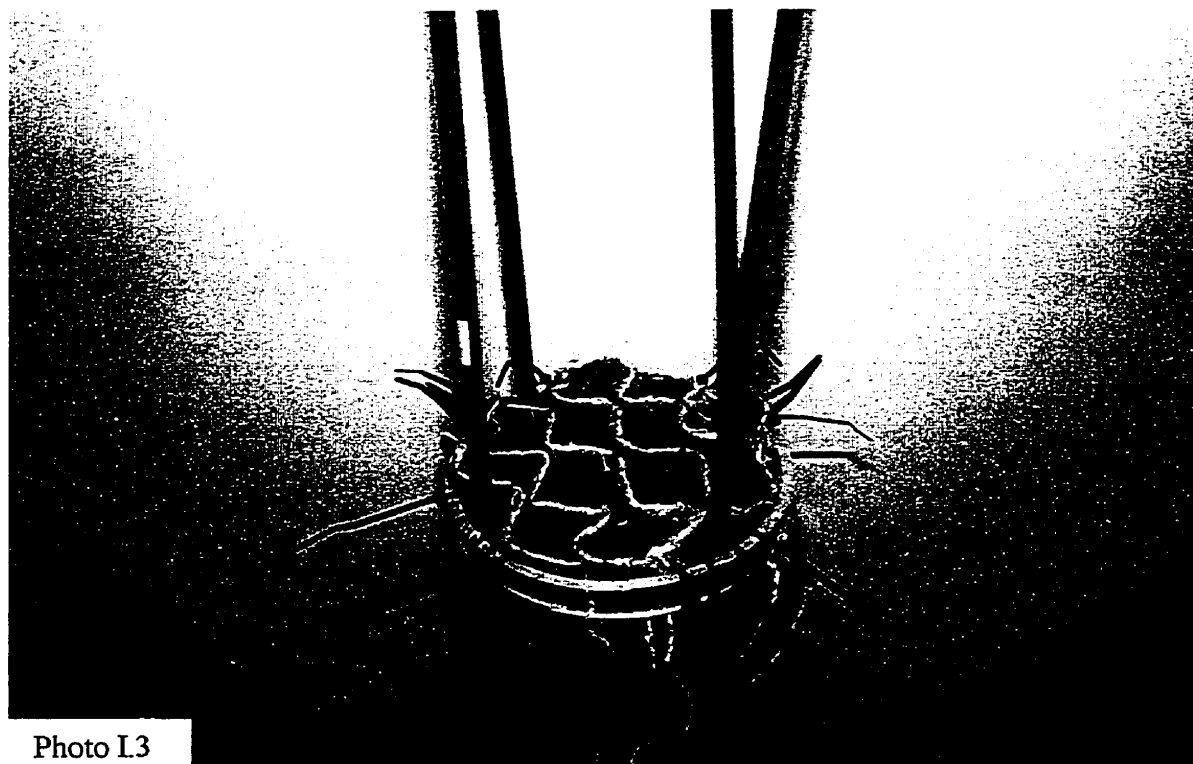
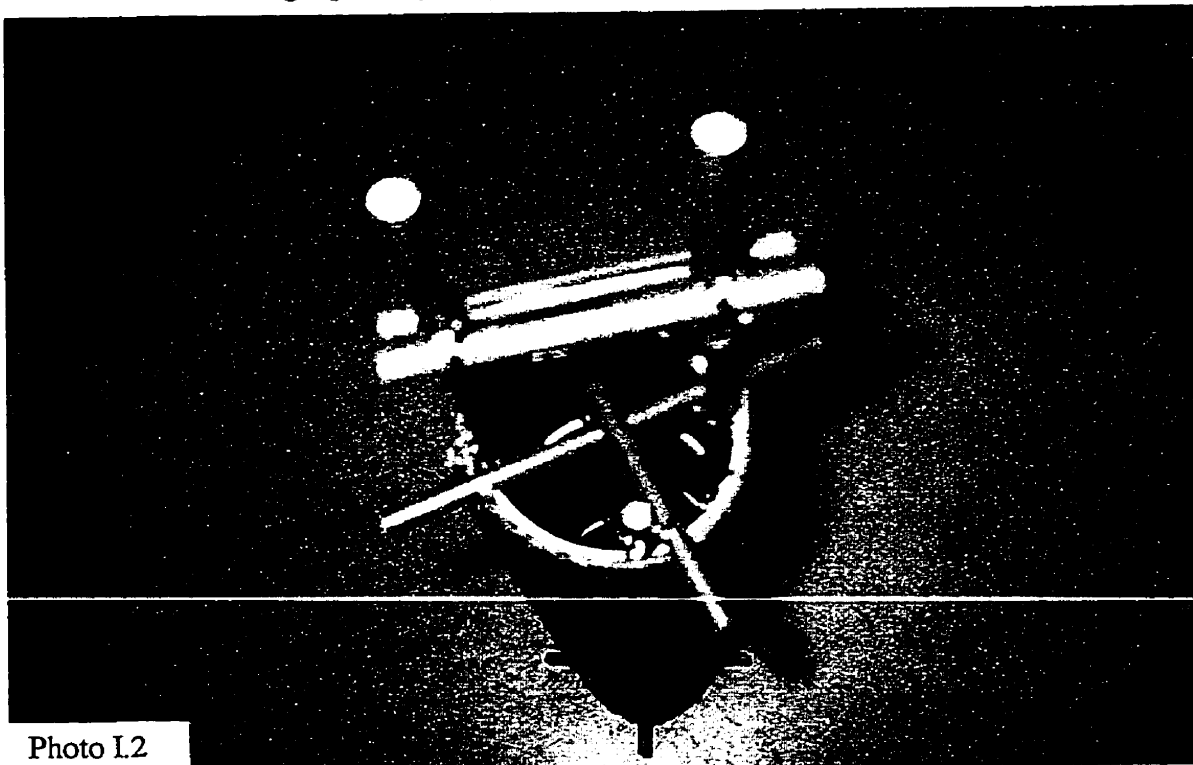
Ci-dessus, photo I.1 : système de biotours et panneau de contrôle utilisés pour les essais

Page suivante

photo I.2 : vue en plongée d'une structure de géotextile tubulaire de la phase 1

photo I.3 : haut d'une structure de géotextile alvéolé de la phase 2

ANNEXE I : Photographies (suite)



ANNEXE II: Caractéristiques techniques du géotextile utilisé

Fabricant: SAGÉOS, Centre des Technologies Géosynthétiques
3000 rue Boullé, St-Hyacinthe (Québec) J2S 1H9 Tél: (514) 771-4608

Nom du produit: P26

Perméabilité à l'eau: 1,18 cm / s Cv=11.1 %

Permittivité à l'eau: 1,84 s⁻¹ Cv=9.1 %

Ouverture de filtration: 164 µm

Résistance à la rupture: machine: 297,2 N Cv=20,5 %

Allongement à la rupture: machine: 96,8 % Cv=16,2 %

Masse surfacique: 543 g/m²

Épaisseur sous 2 kPa: 6,4 mm

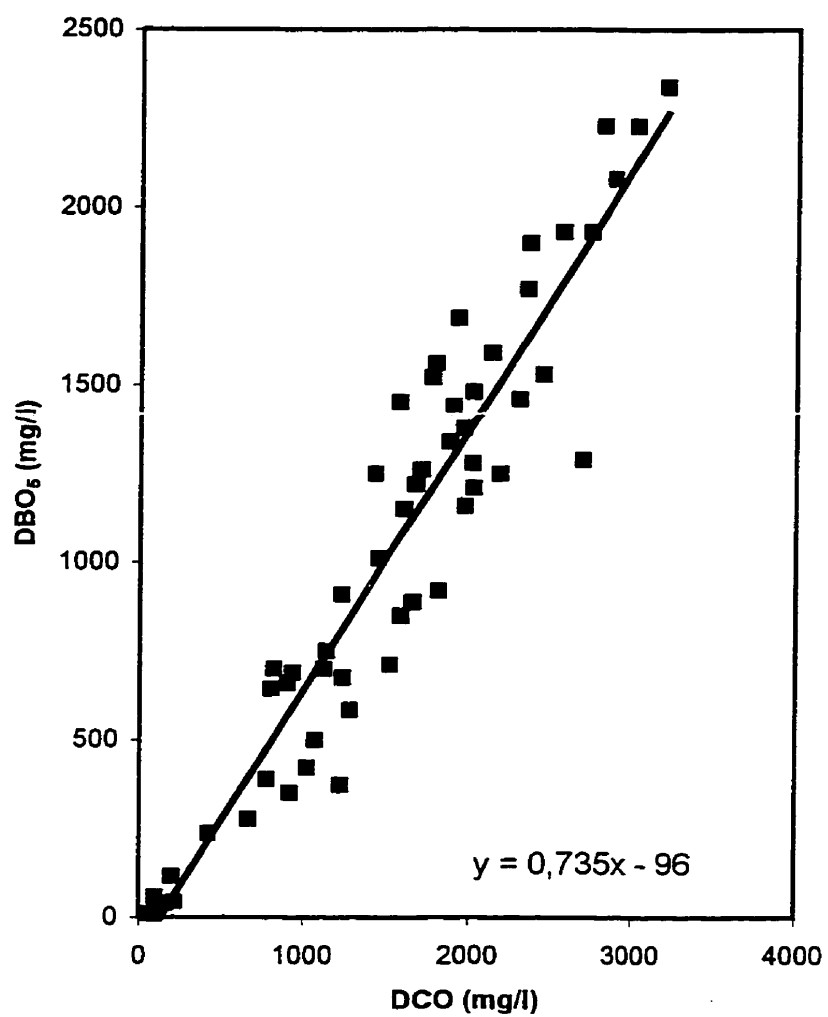
Composition: polypropylène 60 den: 64,5 %

viscose 3 den: 5 %

tissu de coton: 21,5 %

tissu de polyester: 9,0 %

**ANNEXE III : Corrélation entre la DBO₅ et la DCO de l'affluent et de l'effluent des
biotours**



ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses

| Période | | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
|----------------------------------|----------------------------------------|---|----|------|------|------|-------|-------|-------|-------|------|
| Date (1997) | | | | 8/4 | 10/4 | 11/4 | 15/4 | 29/4 | 5/5 | 6/5 | 15/5 |
| Jour | | | | 5 | 7 | 8 | 12 | 26 | 32 | 33 | 42 |
| Affluent | unité | F | NF | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | | | | | | | | |
| MVES | mg/l | | X | | | | | | | | |
| DCO _t | mg/l | | X | | | | 4950 | 5735 | 3015 | 3275 | |
| DCO _f | mg/l | X | | 3290 | 3005 | 3005 | 2827 | 4760 | 1945 | 2022 | 1603 |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | | | | | | | | |
| DBO _{5f} | mg/l | X | | | | | | | | | |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | | | | | | | | |
| NTK _t | mg N/l | | X | | | | | | | | |
| NTK _f | mg N/l | X | | | | | | | | | |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | | | | | | | | |
| Ptotal _f | mg P/l | X | | | | | | | | | |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | | | | | | | | |
| pH | | | X | | | | | | | | |
| Effluent | | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | | | | | | | | |
| MVES | mg/l | | X | | | | | | | | |
| DCO _t | mg/l | | X | | | | | | | | |
| DCO _f | mg/l | X | | 1014 | 239 | 278 | 908 | 2895 | 787 | 338 | 387 |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | | | | | | | | |
| DBO _{5f} | mg/l | X | | | | | | | | | |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | | | | | | | | |
| NTK _t | mg N/l | | X | | | | | | | | |
| NTK _f | mg N/l | X | | | | | | | | | |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | | | | | | | | |
| Ptotal _f | mg P/l | X | | | | | | | | | |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | | | | | | | | |
| pH | | | X | | | | | | | | |
| T° | °C | | X | | | | | | | | |
| Surageant | | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | | | | | | | | |
| DCOt | mg/l | | X | | | | | | | | |
| Vol boue | ml | | | | | | | | | | |
| IVB | ml/g MES | | | | | | | | | | |
| Rendement | | | | | | | | | | | |
| R DCO _t | % | | | | | | 81,7 | 49,5 | 73,9 | 89,7 | |
| Rvol | kg DCO _f /m ³ /d | | | | | | 3,23 | 2,27 | 1,78 | 2,35 | |
| Rsur | kg DCO _f /m ² /d | | | | | | 0,170 | 0,120 | 0,094 | 0,124 | |
| R _{MES} | % | | | | | | | | | | |

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses (suite)

| Période | | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 |
|----------------------------------|----------------------------------------|---|----|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Date (1997) | | | | 20/5 | 23/5 | 27/5 | 29/5 | 10/6 | 12/6 | 19/6 | 26/6 |
| Jour | | | | 47 | 50 | 54 | 56 | 68 | 70 | 77 | 84 |
| Affluent | unité | F | NF | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | | | | | 290 | 176 | 156 | 412 |
| MVES | mg/l | | X | | | | | 280 | 169 | 146 | 397 |
| DCO _t | mg/l | | X | | 2970 | 2676 | 2594 | 2737 | 2363 | 2020 | 2815 |
| DCO _f | mg/l | X | | 1069 | 2188 | | 1855 | 2303 | 1900 | 1454 | 2022 |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | | | | | 1930 | 1900 | 1280 | 2230 |
| DBO _{5f} | mg/l | X | | | | | | 1460 | 1440 | 1010 | 1480 |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | | | | | 84,6 | 29,7 | 20,2 | 19,6 |
| NTK _t | mg N/l | | X | | | | | 253 | 254 | 150 | 210 |
| NTK _f | mg N/l | X | | | | | | 217 | 219 | 133 | 185 |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | | | | | 27,6 | 36,7 | 22,2 | 10,6 |
| Ptotal _f | mg P/l | X | | | | | | 25,2 | 34,4 | 20,8 | 8,6 |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | | | | | 434 | 242 | 220 | 276 |
| pH | | | X | | | | | 7,1 | 7,1 | 7,04 | 7,19 |
| Effluent | | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | | | | | 770 | 555 | 659 | 892 |
| MVES | mg/l | | X | | | | | 730 | 510 | 598 | 850 |
| DCO _t | mg/l | | X | | | | | 1533 | 1238 | 1282 | 1665 |
| DCO _f | mg/l | X | | 160 | 250 | 216 | 223 | 216 | 420 | 125 | 151 |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | | | | | 712 | 676 | 584 | 888 |
| DBO _{5f} | mg/l | X | | | | | | 44 | 235 | 32 | 40 |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | | | | | 119,8 | 120,4 | 90,7 | 110 |
| NTK _t | mg N/l | | X | | | | | 222 | 218 | 165 | 193 |
| NTK _f | mg N/l | X | | | | | | 133 | 152 | 90,7 | 98,8 |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | | | | | 26,6 | 32 | 14,02 | 11,5 |
| Ptotal _f | mg P/l | X | | | | | | 14,3 | 22,9 | 10,6 | 1,65 |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | | | | | 640 | 564 | 454 | 596 |
| pH | | | X | | | | | 7,6 | 7,8 | 7,6 | 7,72 |
| T° | °C | | X | | | | | 21 | 22,5 | 22 | 23,5 |
| Surnageant | | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | | | | | | | | |
| DCOt | mg/l | | X | | | | | | | | |
| Vol boue | ml | | | | | | | | | | |
| IVB | ml/g MES | | | | | | | | | | |
| Rendement | | | | | | | | | | | |
| R DCO _t | % | | | | 91,6 | 91,9 | 91,4 | 92,1 | 82,2 | 93,8 | 94,6 |
| Rvol | kg DCO _f /m ³ /d | | | | 2,18 | 1,97 | 1,90 | 2,02 | 1,55 | 1,52 | 2,13 |
| Rsur | kg DCO _f /m ² /d | | | | 0,115 | 0,104 | 0,100 | 0,106 | 0,082 | 0,080 | 0,112 |
| R _{MES} | % | | | | | | | | | | |

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses (suite)

| Période | | | | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 5 |
|----------------------------------|----------------------------------------|---|----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Date (1997) | | | | 27/6 | 3/7 | 4/7 | 9/7 | 10/7 | 11/7 | 15/7 | 5/8 |
| Jour | | | | 85 | 91 | 92 | 97 | 98 | 99 | 103 | 124 |
| Affluent | unité | F | NF | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | 389 | 223 | 190 | 164 | 166 | 430 | 358 | 163 |
| MVES | mg/l | | X | 366 | 209 | 160 | 152 | 154 | 401 | 330 | 154 |
| DCO _t | mg/l | | X | 2690 | 3027 | 2882 | 2099 | 1928 | 2132 | 1711 | 2448 |
| DCO _r | mg/l | X | | 1965 | 2349 | 2566 | 1434 | 1586 | 1125 | 935 | 2026 |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | 2190 | 2230 | 2080 | | 1690 | 1590 | 1260 | 1530 |
| DBO _{5r} | mg/l | X | | 1380 | 1770 | 1930 | 1250 | 1450 | 700 | 690 | 1210 |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | 25,2 | 21,8 | 23 | 35,3 | 38,6 | 15,7 | 28 | 51,5 |
| NTK _t | mg N/l | | X | 202 | 217 | 236 | 177 | 177 | 136 | 125 | 213 |
| NTK _r | mg N/l | X | | 168 | 99,8 | 121 | 180 | 180 | 104 | 97,9 | 193 |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | 9,75 | 39,5 | 36,1 | 31,5 | 31,5 | 30,1 | 30,7 | 24,9 |
| Ptotal _r | mg P/l | X | | 8,11 | 20,5 | 35,1 | 30,2 | 30,2 | 28,3 | 28,8 | 21,3 |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | 286 | 222 | 220 | 224 | 240 | 162 | 184 | 276 |
| pH | | | X | 7,01 | 6,81 | 6,84 | 6,88 | 6,94 | 6,94 | 6,88 | 7,04 |
| Effluent | | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | 561 | 1067 | 840 | 692 | 934 | 702 | 667 | 890 |
| MVES | mg/l | | X | 528 | 942 | 748 | 634 | 866 | 650 | 644 | 810 |
| DCO _t | mg/l | | X | 1650 | 1816 | 1974 | 902 | 1231 | 1142 | 1073 | 1024 |
| DCO _r | mg/l | X | | 662 | 156 | 800 | 199 | 96,5 | 118 | 97 | 125 |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | | 920 | 1160 | 660 | 910 | 750 | 500 | 420 |
| DBO _{5r} | mg/l | X | | 276 | 38 | 644 | 116 | 58 | 40 | 8 | 0,1 |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | 104,7 | 109,8 | 123 | 123 | 125 | 95,8 | 59,9 | 37,5 |
| NTK _t | mg N/l | | X | 195 | 233 | 235 | 175 | 197 | 156 | 118 | 133 |
| NTK _r | mg N/l | X | | 130 | 218 | 149 | 115 | 116 | 90 | 55,4 | 36,1 |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | 8,72 | 35,7 | 39,4 | 32,5 | 35 | 31,8 | 32,05 | 24,6 |
| Ptotal _r | mg P/l | X | | 0,42 | 33,6 | 27,9 | 20,9 | 20,8 | 22,1 | 22,6 | 11 |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | 568 | 538 | 556 | 538 | 580 | 450 | 316 | 234 |
| pH | | | X | 7,72 | 7,87 | 7,68 | 7,69 | 7,8 | 7,75 | 7,73 | 7,6 |
| T° | °C | | X | 23 | 26,5 | 24,5 | 24 | 24,5 | 25 | 25,5 | 23 |
| Surageant | | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | | | | | | | | |
| DCO _t | mg/l | | X | | | | | | | | |
| Vol boue | ml | | | | | | | | | | |
| IVB | ml/g MES | | | | | | | | | | |
| Rendement | | | | | | | | | | | |
| R DCO _t | % | | | 75,4 | 94,8 | 72,2 | 90,5 | 95,0 | 94,5 | 94,3 | 94,9 |
| Rvol | kg DCO _t /m ³ /d | | | 1,62 | 2,30 | 1,67 | 1,52 | 1,47 | 1,61 | 1,29 | 1,80 |
| Rsur | kg DCO _t /m ² /d | | | 0,085 | 0,121 | 0,088 | 0,080 | 0,077 | 0,085 | 0,068 | 0,046 |
| R _{MES} | % | | | | | | | | | | |

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses (suite)

| Période | | | | 5 | 5 | 5 | | | 5 | | |
|----------------------------------|----------------------------------------|---|----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Date (1997) | | | | 7/8 | 11/8 | 12/8 | 18/8 | 20/8 | 2/9 | 3/9 | 16/9 |
| Jour | | | | 126 | 130 | 131 | 137 | 139 | 152 | 153 | 166 |
| Affluent | unité | F | NF | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | 219 | 234 | 162 | | | 527 | | 392 |
| MVES | mg/l | | X | 207 | 213 | 150 | | | 460 | | 370 |
| DCO _t | mg/l | | X | 2185 | 1796 | 1777 | 2120 | 2093 | 3211 | 3211 | 2873 |
| DCO _r | mg/l | X | | 1599 | 1684 | 1612 | 1055 | 1029 | 1882 | 1882 | 1753 |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | 1250 | 1560 | 1520 | | | 2340 | | |
| DBO _{5r} | mg/l | X | | 850 | 1220 | 1150 | | | 1340 | | |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | 23,5 | 47,6 | 51,5 | | | 93 | | |
| NTK _t | mg N/l | | X | 170 | 170 | 170 | | | 200 | | |
| NTK _r | mg N/l | X | | 150 | 140 | 140 | | | 171 | | |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | 37,7 | 39 | 39 | | | 38,9 | | |
| Ptotal _r | mg P/l | X | | 36 | 36 | 38,6 | | | 36,9 | | |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | 290 | 346 | 340 | | | | | |
| pH | | | X | 7,29 | 7,43 | 7,71 | | | | | |
| Effluent | | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | 890 | 511 | 521 | | | 584 | | 1729 |
| MVES | mg/l | | X | 820 | 490 | 475 | | | 525 | | 1586 |
| DCO _t | mg/l | | X | 1224 | 772 | 816 | 1303 | 1343 | 919 | 919 | 2562 |
| DCO _r | mg/l | X | | 121 | 58 | 92 | 115 | 76 | 86 | 86 | 100 |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | 372 | 388 | 700 | | | 350 | | |
| DBO _{5r} | mg/l | X | | 0,1 | 11 | 11 | | | 9,4 | | |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | 38,1 | 29,7 | 35,3 | | | 101,9 | | |
| NTK _t | mg N/l | | X | 117 | 79 | 80,7 | | | 144 | | |
| NTK _r | mg N/l | X | | 34,1 | 27,2 | 33,3 | | | 85,6 | | |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | 23,6 | 39,9 | 40,1 | | | 38 | | |
| Ptotal _r | mg P/l | X | | 14,9 | 22,1 | 22,3 | | | 29 | | |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | | 318 | 330 | | | | | |
| pH | | | X | 7,69 | 7,8 | 7,79 | | | | | |
| T° | °C | | X | 23 | 24 | 23 | | | 22 | | |
| Surnageant | | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | | | | | | | | 148 |
| DCOt | mg/l | | X | | | | | | | 324 | 386 |
| Vol boue | ml | | | | | | | | | | |
| IVB | ml/g MES | | | | | | | | | | |
| Rendement | | | | | | | | | | | |
| R DCO _t | % | | | 94,5 | 96,8 | 94,8 | 94,6 | 96,4 | 97,3 | 97,3 | 96,5 |
| Rvol | kg DCO _t /m ³ /d | | | 1,60 | 1,35 | 1,31 | 1,55 | 1,56 | 2,42 | 2,42 | 2,15 |
| Rsur | kg DCO _t /m ² /d | | | 0,041 | 0,035 | 0,034 | 0,040 | 0,040 | 0,062 | 0,062 | 0,055 |
| R _{MES} | % | | | | | | | | | | 91 |

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses (suite)

| Période | | | | | 6a | 6a | 6b | 6b | 6c | 6c | 6c |
|----------------------------------|----------------------------------------|---|----|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|
| Date (1997) | | | | 18/9 | 19/9 | 23/9 | 6/10 | 10/10 | 14/10 | 20/10 | 22/10 |
| Jour | | | | 168 | 169 | 173 | 186 | 190 | 194 | 200 | 202 |
| Affluent | unité | F | NF | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | 391 | 368 | | | | | | |
| MVES | mg/l | | X | 366 | 341 | | | | | | |
| DCO _t | mg/l | | X | 2688 | 2735 | 2890 | | 2890 | | | 2605 |
| DCO _f | mg/l | X | | 1778 | 1560 | 1730 | | 1730 | | | 1684 |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | | | | | | | | |
| DBO _{5f} | mg/l | X | | | | | | | | | |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | | | | | | | | |
| NTK _t | mg N/l | | X | | | | | | | | |
| NTK _f | mg N/l | X | | | | | | | | | |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | | | | | | | | |
| Ptotal _f | mg P/l | X | | | | | | | | | |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | | | | | | | | |
| pH | | | X | | | | | | | | |
| Effluent | | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | 1063 | 1690 | 1114 | 850 | 979 | 1255 | 1270 | 1157 |
| MVES | mg/l | | X | 975 | 1552 | 1036 | 800 | 895 | 1155 | 1175 | 1057 |
| DCO _t | mg/l | | X | | 2500 | | | | | | 1243 |
| DCO _f | mg/l | X | | 112 | 111 | 89 | | 89 | | | 258 |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | | | | | | | | |
| DBO _{5f} | mg/l | X | | | | | | | | | |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | | | | | | | | |
| NTK _t | mg N/l | | X | | | | | | | | |
| NTK _f | mg N/l | X | | | | | | | | | |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | | | | | | | | |
| Ptotal _f | mg P/l | X | | | | | | | | | |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | | | | | | | | |
| pH | | | X | | | | | | | | |
| T° | °C | | X | | | | | | | | |
| Surnageant | | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | 103 | 100 | 79 | 64 | 50 | | 80 | 56 |
| DCOt | mg/l | | X | | | | | | | | 202 |
| Vol boue | ml | | | 90 | 260 | | | | | 340 | 340 |
| IVB | ml/g MES | | | 85 | 168 | | | | | 268 | 294 |
| Rendement | | | | | | | | | | | |
| R DCO _t | % | | | 95,8 | 95,9 | 96,9 | | 96,9 | | | 90,1 |
| Rvol | kg DCO _f /m ³ /d | | | 2,00 | 2,01 | 2,15 | | 2,15 | | | 1,80 |
| Rsur | kg DCO _f /m ² /d | | | 0,051 | 0,050 | 0,053 | | 0,053 | | | 0,044 |
| R _{MES} | % | | | 90 | 94 | 93 | 92 | 95 | | 94 | 95 |

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses (suite)

| Période | | | | 6c | | 6d | 6d | | 6b | 6b | 6e |
|----------------------------------|----------------------------------------|---|----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Date (1997) | | | | 23/10 | 28/10 | 29/10 | 30/10 | 3/11 | 4/11 | 6/11 | 18/11 |
| Jour | | | | 203 | 208 | 209 | 210 | 214 | 215 | 217 | 229 |
| Affluent | unité | F | NF | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | | 493 | 385 | 363 | 539 | 391 | 383 | |
| MVES | mg/l | | X | | 460 | 363 | 335 | 494 | 377 | 358 | |
| DCO _t | mg/l | | X | | 2121 | 2737 | 2737 | 2800 | 2620 | 3880 | |
| DCO _r | mg/l | X | | | 2132 | 1881 | 1803 | 2790 | 1460 | 1565 | |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | | | | | | | | |
| DBO _{5r} | mg/l | X | | | | | | | | | |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | | | | | | | | |
| NTK _t | mg N/l | | X | | | | | | | | |
| NTK _r | mg N/l | X | | | | | | | | | |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | | | | | | | | |
| Ptotal _r | mg P/l | X | | | | | | | | | |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | | | | | | | | |
| pH | | | X | | | | | | | | |
| Effluent | | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | 1332 | 710 | 1432 | 1169 | 1056 | 1658 | 1280 | |
| MVES | mg/l | | X | 1251 | 670 | | 1088 | 920 | 1587 | 1182 | |
| DCO _t | mg/l | | X | | 1395 | 2815 | 1447 | 1130 | 2790 | 1550 | |
| DCO _r | mg/l | X | | | 192 | 318 | 97 | 134 | 121 | 95 | |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | | | | | | | | |
| DBO _{5r} | mg/l | X | | | | | | | | | |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | | | | | | | | |
| NTK _t | mg N/l | | X | | | | | | | | |
| NTK _r | mg N/l | X | | | | | | | | | |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | | | | | | | | |
| Ptotal _r | mg P/l | X | | | | | | | | | |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | | | | | | | | |
| pH | | | X | | | | | | | | |
| T° | °C | | X | | | | | | | | |
| Surnageant | | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | X | | 58 | 200 | 174 | 166 | 245 | 294 | 162 | 94 |
| DCO _t | mg/l | X | | | 403 | 318 | 382 | 595 | 526 | 339 | |
| Vol boue | ml | | | 400 | 45 | 300 | 225 | | | | |
| IVB | ml/g MES | | | 300 | 63 | 209 | 192 | | | | |
| Rendement | | | | | | | | | | | |
| R DCO _t | % | | | | 90,9 | 88,4 | 96,5 | 95,2 | 95,4 | 97,6 | |
| Rvol | kg DCO _r /m ³ /d | | | | 1,48 | 1,85 | 2,02 | 2,04 | 1,91 | 2,90 | |
| Rsur | kg DCO _r /m ² /d | | | | 0,036 | 0,046 | 0,050 | 0,050 | 0,047 | 0,071 | |
| R _{MES} | % | | | 96 | 72 | 88 | 86 | 77 | 82 | 87 | |

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

ANNEXE IV : Résultats bruts de l'ensemble des analyses (suite)

| Période | | | | 6e | 6e | 6e | 6e | 6e | 6e | 6e |
|----------------------------------|----------------------------------------|---|----|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|
| Date (1997) | | | | 20/11 | 25/11 | 26/11 | 28/11 | 8/12 | 9/12 | 10/12 |
| Jour | | | | 231 | 236 | 237 | 239 | 249 | 250 | 251 |
| Affluent | unité | F | NF | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | | 686 | 555 | 578 | 324 | 561 | |
| MVES | mg/l | | X | | 629 | 525 | 534 | 293 | 530 | |
| DCO _t | mg/l | | X | | 3400 | 3910 | 2770 | 2665 | 3075 | |
| DCO _r | mg/l | X | | | 1590 | 3270 | 2225 | 1580 | 1675 | |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | | | | | | | |
| DBO _{5r} | mg/l | X | | | | | | | | |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | | | | | | | |
| NTK _t | mg N/l | | X | | | | | | | |
| NTK _r | mg N/l | X | | | | | | | | |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | | | | | | | |
| Ptotal _r | mg P/l | X | | | | | | | | |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | | | | | | | |
| pH | | | X | | | | | | | |
| Effluent | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | 3236 | 2584 | 2373 | 3280 | 3020 | 2120 | 3080 |
| MVES | mg/l | | X | 2909 | 2359 | 2191 | 3000 | 2780 | 1800 | 2780 |
| DCO _t | mg/l | | X | | 3880 | 3485 | 5120 | 4800 | 3950 | |
| DCO _r | mg/l | X | | | 117 | 95 | 90 | 109 | | |
| DBO _{5t} | mg/l | | X | | | | | | | |
| DBO _{5r} | mg/l | X | | | | | | | | |
| NH ₃ -NH ₄ | mg/l | | X | | | | | | | |
| NTK _t | mg N/l | | X | | | | | | | |
| NTK _r | mg N/l | X | | | | | | | | |
| Ptotal _t | mg P/l | | X | | | | | | | |
| Ptotal _r | mg P/l | X | | | | | | | | |
| Alc. | mg CaCO ₃ /l | | X | | | | | | | |
| pH | | | X | | | | | | | |
| T° | °C | | X | | | | | | | |
| Surageant | | | | | | | | | | |
| MES | mg/l | | X | 93 | 60 | 555 | 292 | | | |
| DCO _t | mg/l | | X | | | | | | | |
| Vol boue | ml | | | 600 | 750 | 350 | 575 | | | |
| IVB | ml/g MES | | | 185 | 290 | 147 | 175 | | | |
| Rendement | | | | | | | | | | |
| R DCO _t | % | | | | 96,6 | 97,6 | 96,8 | 95,9 | | |
| Rvol | kg DCO _r /m ³ /d | | | | 3,49 | 4,06 | 2,85 | 2,72 | | |
| Rsur | kg DCO _r /m ² /d | | | | 0,086 | 0,100 | 0,070 | 0,067 | | |
| R _{MES} | % | | | 97 | 98 | 77 | 91 | | | |

R DCO_t : Enlèvement total DCO

Rvol : Enlèvement volumique

Rsur : Enlèvement surfacique

R_{MES} : Enlèvement des MES

**ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats
d'analyse**

| Période | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
|-------------------------------------------------------|-----|------|------|-------|-------|-------|-------|
| Date (1997) | 8/4 | 10/4 | 11/4 | 15/4 | 29/4 | 5/5 | 6/5 |
| jour | 5 | 7 | 8 | 12 | 26 | 32 | 33 |
| Validation | | | | | | | |
| Bilan P (%) | | | | | | | |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ aff}}$ | | | | | | | |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ eff}}$ | | | | | | | |
| Bilan N (%) | | | | | | | |
| Interprétation | | | | | | | |
| % ammonification | | | | | | | |
| Yobs | | | | | | | |
| (g MVES formées/g DBO_{5t} enlevées) | | | | | | | |
| P_t enlevé / MVES formées (%) | | | | | | | |
| NTK_t enlevé / MVES formées (%) | | | | | | | |
| g DCO/g MES affluent | | | | | | | |
| g DCO/g MES effluent | | | | | | | |
| MVES/MES affluent | | | | | | | |
| MVES/MES effluent | | | | | | | |
| kg DBO_{5t} appliquée /m ³ /d | | | | | | | |
| kg DCO _t appliquée /m ³ /d | | | | 3,96 | 4,59 | 2,41 | 2,62 |
| % augmentation alcalinité | | | | | | | |
| % enlèvement DBO_5 | | | | | | | |
| % enlèvement DCO | | | | 81,7 | 49,5 | 73,9 | 89,7 |
| kg DBO_5 enlevée /m ³ /d | | | | | | | |
| kg DBO_5 enlevée /m ² surface /d | | | | | | | |
| kg DCO enlevée /m ³ /d | | | | 3,23 | 2,27 | 1,78 | 2,35 |
| kg DCO enlevée /m ² surface /d | | | | 0,170 | 0,120 | 0,094 | 0,124 |
| Interprétation en unités impériales | | | | | | | |
| lb DBO_{5t} appliquée /1000 pi ³ /d | | | | | | | |
| lb DCO _t appliquée/1000 pi ³ /d | | | | 248 | 287 | 151 | 164 |
| lb DBO_5 enlevée /1000 pi ³ /d | | | | | | | |
| lb DBO_5 enlevée/1000 pi ² surface /d | | | | | | | |
| lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d | | | | 202 | 142 | 111 | 147 |
| lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d | | | | 34,8 | 24,4 | 19,2 | 25,3 |

**ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats
d'analyse (suite)**

| Période | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 |
|----------------------------------------------------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Date (1997) | 15/5 | 20/5 | 23/5 | 27/5 | 29/5 | 10/6 | 12/6 |
| jour | 42 | 47 | 50 | 54 | 56 | 68 | 70 |
| Validation | | | | | | | |
| Bilan P (%) | | | | | | 96,4 | 87,2 |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ aff}}$ | | | | | | 33,4 | 11,7 |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ eff}}$ | | | | | | 54,0 | 55,2 |
| Bilan N (%) | | | | | | 87,7 | 85,8 |
| Interprétation | | | | | | | |
| % ammonification | | | | | | 42 | 305 |
| Yobs (g MVES formées/g DBO_{5f} enlevées) | | | | | | 0,32 | 0,28 |
| P_t enlevé / MVES formées (%) | | | | | | 2,4 | 3,4 |
| NTK_t enlevé / MVES formées (%) | | | | | | 18,7 | 19,6 |
| g DCO/g MES affluent | | | | | | 1,50 | 2,63 |
| g DCO/g MES effluent | | | | | | 1,04 | 1,31 |
| MVES/MES affluent | | | | | | 0,97 | 0,96 |
| MVES/MES effluent | | | | | | 0,95 | 0,92 |
| kg DBO_{5t} appliquée /m ³ /d | | | | | | 1,54 | 1,52 |
| kg DCO_t appliquée /m ³ /d | | | 2,38 | 2,14 | 2,08 | 2,19 | 1,89 |
| % augmentation alcalinité | | | | | | 47 | 133 |
| % enlèvement DBO_5 | | | | | | 97,7 | 87,6 |
| % enlèvement DCO | | | 91,6 | 91,9 | 91,4 | 92,1 | 82,2 |
| kg DBO_5 enlevée /m ³ /d | | | | | | 1,51 | 1,33 |
| kg DBO_5 enlevée /m ² surface /d | | | | | | 0,079 | 0,070 |
| kg DCO enlevée /m ³ /d | | | 2,18 | 1,97 | 1,90 | 2,02 | 1,55 |
| kg DCO enlevée /m ² surface /d | | | 0,115 | 0,104 | 0,100 | 0,106 | 0,082 |
| Interprétation en unités impériales | | | | | | | |
| lb DBO_{5t} appliquée /1000 pi ³ /d | | | | | | 97 | 95 |
| lb DCO_t appliquée/1000 pi ³ /d | | | 149 | 134 | 130 | 137 | 118 |
| lb DBO_5 enlevée /1000 pi ³ /d | | | | | | 94 | 83 |
| lb DBO_5 enlevée/1000 pi ² surface /d | | | | | | 16,2 | 14,3 |
| lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d | | | 136 | 123 | 119 | 126 | 97 |
| lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d | | | 23,4 | 21,2 | 20,4 | 21,7 | 16,7 |

**ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats
d'analyse (suite)**

| Période | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 |
|----------------------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Date (1997) | 19/6 | 26/6 | 27/6 | 3/7 | 4/7 | 9/7 | 10/7 |
| jour | 77 | 84 | 85 | 91 | 92 | 97 | 98 |
| Validation | | | | | | | |
| Bilan P (%) | 63,2 | 108,5 | 89,4 | 90,4 | 109,1 | 103,2 | 111,1 |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ aff}}$ | 13,5 | 9,3 | 12,5 | 10,0 | 9,7 | 19,9 | 21,8 |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ eff}}$ | 55,0 | 57,0 | 53,7 | 47,1 | 52,3 | 70,3 | 63,5 |
| Bilan N (%) | 110,0 | 91,9 | 96,5 | 107,4 | 99,6 | 98,9 | 111,3 |
| Interprétation | | | | | | | |
| % ammonification | 349 | 461 | 315 | 404 | 435 | 248 | 224 |
| Yobs (g MVES formées/g DBO_{5t} enlevées) | 0,46 | 0,31 | 0,15 | 0,42 | 0,46 | 0,43 | 0,51 |
| P_t enlevé / MVES formées (%) | 2,3 | 1,5 | 4,7 | -1,8 | 1,2 | 1,9 | 1,3 |
| NTK_t enlevé / MVES formées (%) | 9,4 | 19,0 | 23,5 | -16,1 | -4,8 | 13,5 | 9,0 |
| g DCO/g MES affluent | 3,63 | 1,92 | 1,86 | 3,04 | 1,66 | 4,05 | 2,06 |
| g DCO/g MES effluent | 1,04 | 0,91 | 2,00 | 0,82 | 1,46 | 0,39 | 0,39 |
| MVES/MES affluent | 0,94 | 0,96 | 0,94 | 0,94 | 0,84 | 0,93 | 0,93 |
| MVES/MES effluent | 0,91 | 0,95 | 0,94 | 0,88 | 0,89 | 0,92 | 0,93 |
| kg DBO_{5t} appliquée /m ³ /d | 1,02 | 1,78 | 1,75 | 1,78 | 1,66 | | 1,35 |
| kg DCO_t appliquée /m ³ /d | 1,62 | 2,25 | 2,15 | 2,42 | 2,31 | 1,68 | 1,54 |
| % augmentation alcalinité | 106 | 116 | 99 | 142 | 153 | 140 | 142 |
| % enlèvement DBO_5 | 97,5 | 98,2 | 87,4 | 98,3 | 69,0 | | 96,6 |
| % enlèvement DCO | 93,8 | 94,6 | 75,4 | 94,8 | 72,2 | 90,5 | 95,0 |
| kg DBO_5 enlevée /m ³ /d | 1,00 | 1,75 | 1,53 | 1,75 | 1,15 | | 1,31 |
| kg DBO_5 enlevée /m ² surface /d | 0,053 | 0,092 | 0,081 | 0,092 | 0,061 | | 0,069 |
| kg DCO enlevée /m ³ /d | 1,52 | 2,13 | 1,62 | 2,30 | 1,67 | 1,52 | 1,47 |
| kg DCO enlevée /m ² surface /d | 0,080 | 0,112 | 0,085 | 0,121 | 0,088 | 0,080 | 0,077 |
| Interprétation en unités impériales | | | | | | | |
| lb DBO_{5t} appliquée /1000 pi ³ /d | 64 | 112 | 110 | 112 | 104 | | 85 |
| lb DCO_t appliquée/1000 pi ³ /d | 101 | 141 | 135 | 151 | 144 | 105 | 96 |
| lb DBO_5 enlevée /1000 pi ³ /d | 62 | 110 | 96 | 110 | 72 | | 82 |
| lb DBO_5 enlevée/1000 pi ² surface /d | 10,7 | 18,8 | 16,5 | 18,9 | 12,4 | | 14,0 |
| lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d | 95 | 133 | 101 | 144 | 104 | 95 | 92 |
| lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d | 16,3 | 22,9 | 17,4 | 24,7 | 17,9 | 16,3 | 15,8 |

**ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats
d'analyse (suite)**

| Période | 3 | 3 | 5 | 5 | 5 | 5 | |
|----------------------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Date (1997) | 11/7 | 15/7 | 5/8 | 7/8 | 11/8 | 12/8 | 18/8 |
| jour | 99 | 103 | 124 | 126 | 130 | 131 | 137 |
| Validation | | | | | | | |
| Bilan P (%) | 105,6 | 104,4 | 98,8 | 62,6 | 102,3 | 102,8 | |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ aff}}$ | 11,5 | 22,4 | 24,2 | 13,8 | 28,0 | 30,3 | |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ eff}}$ | 61,4 | 50,8 | 28,2 | 32,6 | 37,6 | 43,7 | |
| Bilan N (%) | 114,7 | 94,4 | 62,4 | 68,8 | 46,5 | 47,5 | |
| Interprétation | | | | | | | |
| % ammonification | 510 | 114 | -27 | 62 | -38 | -31 | |
| Yobs (g MVES formées/g DBO_{5f} enlevées) | 0,38 | 0,46 | | | 0,23 | 0,29 | |
| P_t enlevé / MVES formées (%) | 2,5 | 2,0 | 1,6 | 3,4 | 5,0 | 5,0 | |
| NTK_t enlevé / MVES formées (%) | 5,6 | 13,5 | 23,9 | 18,9 | 40,7 | 32,8 | |
| g DCO/g MES affluent | 2,34 | 2,17 | 2,59 | 2,68 | 0,48 | 1,02 | |
| g DCO/g MES effluent | 0,70 | 0,64 | 0,24 | 0,45 | 0,55 | 0,65 | |
| MVES/MES affluent | 0,93 | 0,92 | 0,94 | 0,95 | 0,91 | 0,93 | |
| MVES/MES effluent | 0,93 | 0,97 | 0,91 | 0,92 | 0,96 | 0,91 | |
| kg DBO_{5t} appliquée /m ³ /d | 1,27 | 1,01 | 1,19 | 0,97 | 1,21 | 1,18 | |
| kg DCO_t appliquée /m ³ /d | 1,71 | 1,37 | 1,90 | 1,69 | 1,39 | 1,38 | 1,64 |
| % augmentation alcalinité | 178 | 72 | -15 | | -8 | -3 | |
| % enlèvement DBO_5 | 97,5 | 99,4 | | | 99,3 | 99,3 | |
| % enlèvement DCO | 94,5 | 94,3 | 94,9 | 94,5 | 96,8 | 94,8 | 94,6 |
| kg DBO_5 enlevée /m ³ /d | 1,24 | 1,00 | | | 1,20 | 1,17 | |
| kg DBO_5 enlevée /m ² surface /d | 0,065 | 0,053 | | | 0,031 | 0,030 | |
| kg DCO enlevée /m ³ /d | 1,61 | 1,29 | 1,80 | 1,60 | 1,35 | 1,31 | 1,55 |
| kg DCO enlevée /m ² surface /d | 0,085 | 0,068 | 0,046 | 0,041 | 0,035 | 0,034 | 0,040 |
| Interprétation en unités impériales | | | | | | | |
| lb DBO_{5t} appliquée /1000 pi ³ /d | 80 | 63 | 74 | 61 | 76 | 74 | |
| lb DCO_t appliquée/1000 pi ³ /d | 107 | 86 | 119 | 106 | 87 | 86 | 103 |
| lb DBO_5 enlevée /1000 pi ³ /d | 78 | 63 | | | 75 | 73 | |
| lb DBO_5 enlevée/1000 pi ² surface /d | 13,3 | 10,8 | | | 6,3 | 6,1 | |
| lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d | 101 | 81 | 113 | 100 | 84 | 82 | 97 |
| lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d | 17,3 | 13,9 | 9,4 | 8,4 | 7,1 | 6,8 | 8,2 |

**ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats
d'analyse (suite)**

| Période | | 5 | | | | 6a | 6a |
|-------------------------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Date (1997) | 20/8 | 2/9 | 3/9 | 16/9 | 18/9 | 19/9 | 23/9 |
| jour | 139 | 152 | 153 | 166 | 168 | 169 | 173 |
| Validation | | | | | | | |
| Bilan P (%) | | 97,7 | | | | | |
| % $N_{ammr}/NTK_{t\text{ aff}}$ | | 46,5 | | | | | |
| % $N_{ammr}/NTK_{t\text{ eff}}$ | | 70,8 | | | | | |
| Bilan N (%) | | 72,0 | | | | | |
| Interprétation | | | | | | | |
| % ammonification | | 10 | | | | | |
| Yobs (g MVES formées/g DBO_{5f} enlevées) | | 0,05 | | | | | |
| P_f enlevé / MVES formées (%) | | 12,2 | | | | | |
| NTK_f enlevé / MVES formées (%) | | 131,4 | | | | | |
| g DCO/g MES affluent | | 2,52 | | 2,86 | 2,33 | 3,19 | |
| g DCO/g MES effluent | | 0,67 | | 0,56 | | 0,56 | |
| MVES/MES affluent | | 0,87 | | 0,94 | 0,94 | 0,93 | |
| MVES/MES effluent | | 0,90 | | 0,92 | 0,92 | 0,92 | 0,93 |
| kg DBO_{5t} appliquée /m ³ /d | | 1,81 | | | | | |
| kg DCO _t appliquée /m ³ /d | 1,62 | 2,49 | 2,49 | 2,23 | 2,08 | 2,09 | 2,21 |
| % augmentation alcalinité | | | | | | | |
| % enlèvement DBO_5 | | 99,6 | | | | | |
| % enlèvement DCO | 96,4 | 97,3 | 97,3 | 96,5 | 95,8 | 95,9 | 96,9 |
| kg DBO_5 enlevée /m ³ /d | | 1,81 | | | | | |
| kg DBO_5 enlevée /m ² surface /d | | 0,046 | | | | | |
| kg DCO enlevée /m ³ /d | 1,56 | 2,42 | 2,42 | 2,15 | 2,00 | 2,01 | 2,15 |
| kg DCO enlevée /m ² surface /d | 0,040 | 0,062 | 0,062 | 0,055 | 0,051 | 0,050 | 0,053 |
| Interprétation en unités impériales | | | | | | | |
| lb DBO_{5t} appliquée /1000 pi ³ /d | | 113 | | | | | |
| lb DCO _t appliquée/1000 pi ³ /d | 101 | 156 | 156 | 139 | 130 | 131 | 138 |
| lb DBO_5 enlevée /1000 pi ³ /d | | 113 | | | | | |
| lb DBO_5 enlevée/1000 pi ² surface /d | | 9,5 | | | | | |
| lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d | 98 | 151 | 151 | 134 | 125 | 126 | 134 |
| lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d | 8,2 | 12,7 | 12,7 | 11,3 | 10,5 | 10,1 | 10,8 |

**ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats
d'analyse (suite)**

| Période | 6b | 6b | 6c | 6c | 6c | 6c | |
|----------------------------------------------------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Date (1997) | 6/10 | 10/10 | 14/10 | 20/10 | 22/10 | 23/10 | 28/10 |
| jour | 186 | 190 | 194 | 200 | 202 | 203 | 208 |
| Validation | | | | | | | |
| Bilan P (%) | | | | | | | |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ aff}}$ | | | | | | | |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ eff}}$ | | | | | | | |
| Bilan N (%) | | | | | | | |
| Interprétation | | | | | | | |
| % ammonification | | | | | | | |
| Yobs (g MVES formées/g DBO_{5f} enlevées) | | | | | | | |
| P_f enlevé / MVES formées (%) | | | | | | | |
| NTK_f enlevé / MVES formées (%) | | | | | | | |
| g DCO/g MES affluent | | | | | | | -0,02 |
| g DCO/g MES effluent | | | | | 0,16 | | 1,02 |
| MVES/MES affluent | | | | | | | 0,93 |
| MVES/MES effluent | 0,94 | 0,91 | 0,92 | 0,93 | 0,91 | 0,94 | 0,94 |
| kg DBO_{5t} appliquée /m ³ /d | | | | | | | |
| kg DCO_t appliquée /m ³ /d | | 2,21 | | | 2,00 | | 1,62 |
| % augmentation alcalinité | | | | | | | |
| % enlèvement DBO_5 | | | | | | | |
| % enlèvement DCO | | 96,9 | | | 90,1 | | 90,9 |
| kg DBO_5 enlevée /m ³ /d | | | | | | | |
| kg DBO_5 enlevée /m ² surface /d | | | | | | | |
| kg DCO enlevée /m ³ /d | | 2,15 | | | 1,80 | | 1,48 |
| kg DCO enlevée /m ² surface /d | | 0,053 | | | 0,044 | | 0,036 |
| Interprétation en unités impériales | | | | | | | |
| lb DBO_{5t} appliquée /1000 pi ³ /d | | | | | | | |
| lb DCO_t appliquée/1000 pi ³ /d | | 138 | | | 125 | | 102 |
| lb DBO_5 enlevée /1000 pi ³ /d | | | | | | | |
| lb DBO_5 enlevée/1000 pi ² surface /d | | | | | | | |
| lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d | | 134 | | | 112 | | 92 |
| lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d | | 10,8 | | | 9,0 | | 7,4 |

**ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats
d'analyse (suite)**

| Période | 6d | 6d | | 6b | 6b | 6e | 6e |
|-------------------------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Date (1997) | 29/10 | 30/10 | 3/11 | 4/11 | 6/11 | 18/11 | 20/11 |
| jour | 209 | 210 | 214 | 215 | 217 | 229 | 231 |
| Validation | | | | | | | |
| Bilan P (%) | | | | | | | |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ aff}}$ | | | | | | | |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ eff}}$ | | | | | | | |
| Bilan N (%) | | | | | | | |
| Interprétation | | | | | | | |
| % ammonification | | | | | | | |
| Yobs (g MVES formées/g DBO_{5f} enlevées) | | | | | | | |
| P_f enlevé / MVES formées (%) | | | | | | | |
| NTK_f enlevé / MVES formées (%) | | | | | | | |
| g DCO/g MES affluent | 2,22 | 2,57 | 0,02 | 2,97 | 6,04 | | |
| g DCO/g MES effluent | 1,97 | 0,31 | 0,20 | 0,73 | 0,29 | | |
| MVES/MES affluent | 0,94 | 0,92 | 0,92 | 0,96 | 0,93 | | |
| MVES/MES effluent | | 0,93 | 0,87 | 0,96 | 0,92 | | 0,90 |
| kg DBO_{5t} appliquée /m ³ /d | | | | | | | |
| kg DCO _t appliquée /m ³ /d | 2,10 | 2,10 | 2,14 | 2,01 | 2,97 | | |
| % augmentation alcalinité | | | | | | | |
| % enlèvement DBO_5 | | | | | | | |
| % enlèvement DCO | 88,4 | 96,5 | 95,2 | 95,4 | 97,6 | | |
| kg DBO_5 enlevée /m ³ /d | | | | | | | |
| kg DBO_5 enlevée /m ² surface /d | | | | | | | |
| kg DCO enlevée /m ³ /d | 1,85 | 2,02 | 2,04 | 1,91 | 2,90 | | |
| kg DCO enlevée /m ² surface /d | 0,046 | 0,050 | 0,050 | 0,047 | 0,071 | | |
| Interprétation en unités impériales | | | | | | | |
| lb DBO_{5t} appliquée /1000 pi ³ /d | | | | | | | |
| lb DCO _t appliquée/1000 pi ³ /d | 131 | 131 | 134 | 125 | 186 | | |
| lb DBO_5 enlevée /1000 pi ³ /d | | | | | | | |
| lb DBO_5 enlevée/1000 pi ² surface /d | | | | | | | |
| lb DCO enlevée/1000 pi ³ /d | 116 | 126 | 128 | 120 | 181 | | |
| lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d | 9,3 | 10,2 | 10,3 | 9,6 | 14,6 | | |

**ANNEXE V : Paramètres de validation et d'interprétation des résultats
d'analyse (suite)**

| Période | 6e | 6e | 6e | 6e | 6e | 6e |
|----------------------------------------------------|-------|-------|-------|-------|------|-------|
| Date (1997) | 25/11 | 26/11 | 28/11 | 8/12 | 9/12 | 10/12 |
| jour | 236 | 237 | 239 | 249 | 250 | 251 |
| Validation | | | | | | |
| Bilan P (%) | | | | | | |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ aff}}$ | | | | | | |
| % $N_{amm}/NTK_{t\text{ eff}}$ | | | | | | |
| Bilan N (%) | | | | | | |
| Interprétation | | | | | | |
| % ammonification | | | | | | |
| Yobs (g MVES formées/g DBO_{5t} enlevées) | | | | | | |
| P_t enlevé / MVES formées (%) | | | | | | |
| NTK_t enlevé / MVES formées (%) | | | | | | |
| g DCO/g MES affluent | 2,64 | 1,15 | 0,94 | 3,35 | 2,50 | |
| g DCO/g MES effluent | 0,59 | 0,55 | 0,65 | 0,67 | 1,01 | |
| MVES/MES affluent | 0,92 | 0,95 | 0,92 | 0,90 | 0,94 | |
| MVES/MES effluent | 0,91 | 0,92 | 0,91 | 0,92 | 0,85 | 0,90 |
| kg DBO_{5t} appliquée /m ³ /d | | | | | | |
| kg DCO_t appliquée /m ³ /d | 3,62 | 4,16 | 2,95 | 2,84 | 3,27 | |
| % augmentation alcalinité | | | | | | |
| % enlèvement DBO_5 | | | | | | |
| % enlèvement DCO | 96,6 | 97,6 | 96,8 | 95,9 | | |
| kg DBO_5 enlevée /m ³ /d | | | | | | |
| kg DBO_5 enlevée /m ² surface /d | | | | | | |
| kg DCO enlevée /m ³ /d | 3,49 | 4,06 | 2,85 | 2,72 | | |
| kg DCO enlevée /m ² surface /d | 0,086 | 0,100 | 0,070 | 0,067 | | |
| Interprétation en unités impériales | | | | | | |
| lb DBO_{5t} appliquée /1000 pi ² /d | | | | | | |
| lb DCO_t appliquée/1000 pi ² /d | 226 | 260 | 184 | 177 | 204 | |
| lb DBO_5 enlevée /1000 pi ² /d | | | | | | |
| lb DBO_5 enlevée/1000 pi ² surface /d | | | | | | |
| lb DCO enlevée/1000 pi ² /d | 218 | 254 | 178 | 170 | | |
| lb DCO enlevée /1000 pi ² surface /d | 17,6 | 20,4 | 14,3 | 13,7 | | |

ANNEXE VI: Équations de calcul des paramètres de validation et d'interprétation

$$\text{Bilan P (\%)} = 100 * P_{t\text{ eff}} / P_{t\text{ aff}}$$

$$\% N_{\text{amm}} / \text{TKN}_t = 100 * [\text{NH}_3 - \text{NH}_4] / \text{TKN}_t$$

$$\text{Bilan N (\%)} = 100 * \text{TKN}_{t\text{ eff}} / \text{TKN}_{t\text{ aff}}$$

$$\% \text{ ammonification} = 100 * ([\text{NH}_3 - \text{NH}_4]_{\text{eff}} - [\text{NH}_3 - \text{NH}_4]_{\text{aff}}) / [\text{NH}_3 - \text{NH}_4]_{\text{aff}}$$

$$Y_{\text{obs}} (\text{g MVES formées} / \text{g DBO}_5 \text{ filtrée enlevée}) = (\text{MVES}_{\text{eff}} - \text{MVES}_{\text{aff}}) / (\text{DBO}_{5\text{ f aff}} - \text{DBO}_{5\text{ f eff}})$$

$$P_{t\text{ f}} \text{ enlevé} / \text{g MVES formées (\%)} = 100 * (P_{t\text{ f aff}} - P_{t\text{ f eff}}) / (\text{MVES}_{\text{eff}} - \text{MVES}_{\text{aff}})$$

$$\text{NTK}_{t\text{ f}} \text{ enlevé} / \text{g MVES formées (\%)} = 100 * (\text{NTK}_{t\text{ f aff}} - \text{NTK}_{t\text{ f eff}}) / (\text{MVES}_{\text{eff}} - \text{MVES}_{\text{aff}})$$

$$\% \text{ augmentation alcalinité} = 100 * (\text{alc}_{\text{eff}} - \text{alc}_{\text{aff}}) / \text{alc}_{\text{aff}}$$

$$\text{mg DCO}_{\text{aff}} / \text{mg MES}_{\text{aff}} = (\text{DCO}_{t\text{ aff}} - \text{DCO}_{f\text{ aff}}) / \text{MES}_{\text{aff}}$$

$$\text{kg DBO}_{5t} \text{ appliquée} / \text{m}^3 / \text{d} = Q (\text{l}) * \text{DBO}_{5t\text{ aff}} (\text{mg/l}) / (1000 * V_{\text{réact.}} (\text{l}))$$

$$\% \text{ enlèvement DBO}_5 = 100 * (\text{DBO}_{5t\text{ aff}} - \text{DBO}_{5f\text{ eff}}) / \text{DBO}_{5t\text{ aff}}$$

$$\text{kg DBO}_5 \text{ enlevée} / \text{m}^3 / \text{d} = Q (\text{l}) * (\text{DBO}_{5t\text{ aff}} (\text{mg/l}) - \text{DBO}_{5f\text{ eff}} (\text{mg/l})) / (1000 * V_{\text{réact.}} (\text{l}))$$

$$\text{kg DBO}_5 \text{ enlevée} / 1000 \text{ m}^2 / \text{d} = Q (\text{l}) * (\text{DBO}_{5t\text{ aff}} (\text{mg/l}) - \text{DBO}_{5f\text{ eff}} (\text{mg/l})) / (10^6 * A_t (\text{m}^2))$$

$$\text{lb} / 1000 \text{ pi}^3 / \text{d} = 62,5 * \text{kg} / \text{m}^3 / \text{d}$$

$$\text{lb} / 1000 \text{ pi}^2 / \text{d} = 204,1 * \text{kg} / \text{m}^2 / \text{d}$$

$$F / M = (Q (\text{l}) * \text{DBO}_{5t}) / ((V_{\text{mort}} + 1/2 V_{\text{réact}}) * \text{MVES}_{\text{éq}})$$

$$\text{Où } \text{MVES}_{\text{éq}} = \text{MES}_{\text{eff}} + (\text{MV}_t (\text{mg}) / (V_{\text{mort}} + 1/2 V_{\text{réact}}))$$

ANNEXE VII: Volumes, bilans des volumes et surfaces relatifs aux différentes périodes d'opération

Volumes et surfaces

| Période | Surface totale d'accrochage A_t (m ²) | Volume des cuvées $V_{cuvée}$ (l) | Volume utile de réacteur $V_{réact}$ (l) | Volume mort V_{mort} (l) | Volume recirculé V_{recirc} (l) |
|---------|--------------------------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|
| 2 et 3 | 1,044 | 22 | 55 | 5,5 | - |
| 5 | 1,908 | 19 | 49 | 5,5 | - |
| 6a à 6d | 1,908 | 18 | 47 | 5,5 | - |
| 6e | 1,908 | 12,5 | 47 | 5,5 | 5,5 |

A_t tient compte de la paroi interne des tours

Les surfaces de géotextiles des phases 1 et 2 sont respectivement de 0,495 m² et 1,358 m²

Bilan des volumes contenus dans chacune des tours

| | Phase 1 | Phase 2 |
|---------------------------------------------------------------|---------|---------|
| Surface de géotextile (m ²) | 0,247 | 0,679 |
| Volume de cuvée | 22 | 18 |
| Volume de la biomasse fixée (l) | 2,01 | 4,84 |
| Volume mort | 2,25 | 2,25 |
| Différence des surfaces de géotextile (m ²) | 0,432 | |
| Différence des volumes (l) | 1,17 | |
| Volume par unité de surface du géotextile (l/m ²) | 2,71 | |
| Volume du géotextile | 0,67 | 1,84 |
| Volume total occupé (l) | 26,93 | 26,93 |

Avec masse volumique de la biomasse : 1 g/ml

ANNEXE VIII : Ensemble des suivis de la cinétique d'enlèvement de la DCO_{filtrée}

| Date | | | | Taux | |
|---------|-------|--------|--------|----------|----|
| Jour | temps | DCOf | DCOt | mg/l/min | r% |
| période | (min) | (mg/l) | (mg/l) | | |
| 2/9/97 | 0 | 2065 | 3050 | -2,05 | |
| 152 | 60 | 927 | 4955 | | |
| 5 | 135 | 795 | 2675 | | |
| | 170 | 673 | 1635 | | |
| | 240 | 481 | 1163 | | |
| | 310 | 282 | 938 | | |
| | 360 | 161 | 918 | | |
| | 440 | 121 | 815 | | |
| | 500 | 105 | 788 | | |
| | 720 | | | | |
| 12/9/97 | 0 | 1879 | 3713 | -1,72 | |
| 162 | 1 | 1261 | 2818 | | |
| 5 | 50 | 1050 | 2388 | | |
| | 120 | 719 | | | |
| | 160 | 880 | 1015 | | |
| | 260 | 554 | 1352 | | |
| | 340 | 509 | 1289 | | |
| | 380 | 498 | 1307 | | |
| | 460 | 229 | 1047 | | |
| | 720 | | | | |
| 16/9/97 | 0 | 1753 | 2873 | -2,99 | 97 |
| 166 | 1 | 919 | 2920 | | |
| 5 | 120 | 869 | | | |
| | 260 | 154 | | | |
| | 380 | 107 | | | |
| | 720 | 100 | 2562 | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 18/9/97 | 0 | 1778 | 2688 | -2,34 | 96 |
| 168 | 1 | 1250 | 2258 | | |
| 5 | 130 | 823 | | | |
| | 250 | 195 | | | |
| | 350 | 124 | | | |
| | 430 | 100 | | | |
| | 720 | 112 | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |

(le temps "0" réfère à l'affluent)

| Date | | | | Taux | |
|----------|-------|--------|--------|----------|----|
| Jour | temps | DCOf | DCOt | mg/l/min | r% |
| période | (min) | (mg/l) | (mg/l) | | |
| 19/9/97 | 0 | 1560 | 2735 | -1,77 | 96 |
| 169 | 1 | 935 | 2660 | | |
| 6a | 100 | 651 | | | |
| | 180 | 463 | | | |
| | 320 | 148 | | | |
| | 420 | 108 | | | |
| | 720 | 111 | 2500 | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 24/9/97 | 0 | 1695 | | -1,20 | |
| 174 | 1 | 1010 | | | |
| 6a | 120 | 481 | | | |
| | 240 | 172 | | | |
| | 360 | 99 | | | |
| | 445 | 77 | | | |
| | 720 | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 7/10/97 | 0 | 1745 | 3070 | -1,62 | |
| 187 | 1 | 926 | | | |
| 6b | 60 | 656 | | | |
| | 120 | 403 | | | |
| | 240 | 251 | | | |
| | 360 | 129 | | | |
| | 720 | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 10/10/97 | 0 | 1730 | 2890 | -1,55 | 97 |
| 190 | 1 | 780 | | | |
| 6b | 120 | 511 | | | |
| | 240 | 242 | | | |
| | 360 | 139 | | | |
| | 720 | 89 | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |

ANNEXE VIII : Ensemble des suivis de la cinétique d'enlèvement de la DCO_{filtrée}
(suite)

| Date | | | | Taux | |
|----------|-------|--------|--------|----------|-------|
| Jour | temps | DCOf | DCOt | mg/l/min | r% |
| période | (min) | (mg/l) | (mg/l) | | |
| 21/10/97 | 0 | 2079 | 2763 | -2,28 | |
| 201 | 1 | 1328 | | | |
| 6c | 90 | 737 | | | |
| | 180 | 371 | | | |
| | 260 | 205 | | | |
| | 350 | 139 | | | |
| | 720 | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 22/10/97 | 0 | 1684 | 2605 | -1,79 | 90 |
| 202 | 1 | 947 | | | |
| 6c | 90 | 616 | | | |
| | 180 | 282 | | | |
| | 260 | 176 | | | |
| | 360 | 116 | | | |
| | 720 | 258 | 1243 | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 23/10/97 | 0 | | | -2,43 | |
| 203 | 1 | 1250 | | | |
| 6c | 90 | 789 | | | |
| | 160 | 563 | | | |
| | 250 | 232 | | | |
| | 360 | 153 | | | |
| | 720 | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 28/10/97 | 0 | 2132 | 2921 | -3,30 | 93,00 |
| | 1 | 934 | | | |
| | 70 | 1111 | | | |
| | 160 | 666 | | | |
| | 250 | 345 | | | |
| | 350 | 189 | | | |
| | 720 | 192 | 1395 | | |
| | | | | | |
| | | | | | |

| Date | | | | Taux | |
|----------|-------|--------|--------|----------|----|
| Jour | temps | DCOf | DCOt | mg/l/min | r% |
| période | (min) | (mg/l) | (mg/l) | | |
| 29/10/97 | 0 | 1881 | 2737 | -3,13 | 97 |
| 209 | 1 | 947 | | | |
| 6a | 80 | 984 | | | |
| | 170 | 618 | | | |
| | 260 | 287 | | | |
| | 350 | 155 | | | |
| | 720 | 89 | 2815 | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 30/10/97 | 0 | 1803 | 2737 | -2,45 | 96 |
| 210 | 1 | 829 | | | |
| 6a | 100 | 826 | | | |
| | 180 | 516 | | | |
| | 280 | 332 | | | |
| | 345 | 205 | | | |
| | 720 | 97 | 1447 | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 3/11/97 | 0 | 2790 | 2800 | -4,12 | 95 |
| 214 | 1 | 790 | | | |
| 5 | 130 | 1148 | | | |
| | 202 | 453 | | | |
| | 282 | 358 | | | |
| | 352 | 150 | | | |
| | 720 | 134 | 1130 | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 4/11/97 | 0 | 1460 | 2620 | -2,95 | 95 |
| 215 | 1 | 670 | | | |
| 6b | 90 | 1006 | | | |
| | 170 | 639 | | | |
| | 260 | 442 | | | |
| | 350 | 211 | | | |
| | 720 | 121 | 2790 | | |
| | | | | | |
| | | | | | |

ANNEXE VIII : Ensemble des suivis de la cinétique d'enlèvement de la DCO_{filtrée}

(suite)

| Date | | | | Taux | |
|----------|-------|--------|--------|----------|----|
| Jour | temps | DCOf | DCOt | mg/l/min | r% |
| période | (min) | (mg/l) | (mg/l) | | |
| 6/11/97 | 0 | 1565 | 3880 | -2,36 | 98 |
| 217 | 1 | 840 | | | |
| 6b | 90 | 906 | | | |
| | 205 | 595 | | | |
| | 280 | 371 | | | |
| | 360 | 292 | | | |
| | 720 | 95 | 1550 | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 25/11/97 | 0 | 1590 | 3015 | -0,90 | 96 |
| 236 | 1 | 484 | | | |
| 6e | 30 | 396 | | | |
| | 60 | 256 | | | |
| | 100 | 161 | | | |
| | 135 | 122 | | | |
| | 240 | 91 | | | |
| | 340 | 58 | | | |
| | 360 | 117 | 3880 | | |
| | | | | | |
| 26/11/97 | 0 | 1635 | 3910 | -1,93 | 98 |
| 237 | 1 | 936 | | | |
| 6e | 40 | 846 | | | |
| | 50 | 473 | | | |
| | 90 | 344 | | | |
| | 140 | 216 | | | |
| | 240 | 132 | | | |
| | 342 | 82 | | | |
| | 360 | 95 | 3485 | | |
| | | | | | |
| 28/11/97 | 0 | 2225 | 2770 | -0,59 | 97 |
| 239 | 30 | 791 | | | |
| 6e | 55 | 297 | | | |
| | 165 | 104 | | | |
| | 255 | 137 | | | |
| | 345 | 104 | | | |
| | 360 | 90 | 5120 | | |
| | | | | | |
| | | | | | |

| Date | | | | Taux | |
|---------|-------|--------|--------|----------|----|
| Jour | temps | DCOf | DCOt | mg/l/min | r% |
| période | (min) | (mg/l) | (mg/l) | | |
| 8/12/97 | 0 | 1580 | 2665 | -1,14 | 96 |
| 249 | 1 | 716 | | | |
| 6e | 35 | 607 | | | |
| | 65 | 257 | | | |
| | 145 | 121 | | | |
| | 245 | 196 | | | |
| | 345 | 105 | | | |
| | 360 | 109 | 4800 | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 9/12/97 | 0 | 1675 | 3075 | -1,44 | 97 |
| 250 | 1 | 712 | | | |
| 6e | 30 | 610 | | | |
| | 60 | 328 | | | |
| | 150 | 153 | | | |
| | 250 | 110 | | | |
| | 340 | 82 | | | |
| | 360 | 82 | 3950 | | |
| | | | | | |
| | | | | | |
| 27/5/97 | 180 | 1117 | | 1,40 | |
| 54 | 290 | 1019 | | | |
| 1 | 320 | 885 | | | |
| | 350 | 864 | | | |
| | 380 | 872 | | | |
| | 410 | 775 | | | |
| | 470 | 700 | | | |

Résumé

| | | | |
|---------|------------|------|-------|
| 6a | moyenne | 1,49 | 96 |
| | écart-type | 0,4 | n.d. |
| 6b | moyenne | 2,12 | 97 |
| | écart-type | 0,66 | 2 |
| 6c | moyenne | 2,17 | 90 |
| | écart-type | 0,33 | n.d. |
| 6d | moyenne | 2,79 | 97 |
| | écart-type | 0,48 | 1 |
| 6e | moyenne | 1,20 | 97 |
| | écart-type | 0,51 | 8 |
| 6a à 6d | moyenne | 2,36 | 95,45 |
| | écart-type | 0,75 | 2,3 |

ANNEXE IX : Tableau de calcul de la biosorption ayant lieu pendant la première minute de contact

| Sans recirculation | | | | | |
|---------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------|-----|
| Date | DCOf₀ | DCOf₁ | DCOf₀' | biosorption | |
| | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (mg/l) | (%) |
| 2/9/97 | 2065 | 586 | 1582 | 996 | 63% |
| 12/9/97 | 1879 | 1261 | 1439 | 178 | 12% |
| 16/9/97 | 1753 | 919 | 1343 | 424 | 32% |
| 18/9/97 | 1778 | 1250 | 1362 | 112 | 8% |
| 19/9/97 | 1560 | 935 | 1195 | 260 | 22% |
| 24/9/97 | 1695 | 1010 | 1298 | 288 | 22% |
| 7/10/97 | 1745 | 926 | 1337 | 411 | 31% |
| 10/10/97 | 1730 | 780 | 1325 | 545 | 41% |
| 21/10/97 | 2079 | 1328 | 1592 | 264 | 17% |
| 22/10/97 | 1684 | 947 | 1290 | 343 | 27% |
| 28/10/97 | 2132 | 934 | 1633 | 699 | 43% |
| 29/10/97 | 1881 | 947 | 1441 | 494 | 34% |
| 30/10/97 | 1803 | 829 | 1381 | 552 | 40% |
| 3/11/97 | 2790 | 790 | 2137 | 1347 | 63% |
| 4/11/97 | 1460 | 670 | 1118 | 448 | 40% |
| 6/11/97 | 1565 | 840 | 1199 | 359 | 30% |
| Moyenne | | | | 482 | 33% |
| écart-type | | | | 314 | 16% |
| min | | | | 112 | 8% |
| max | | | | 1347 | 63% |
| Avec recirculation | | | | | |
| 25/11/97 | 1590 | 484 | 1104 | 620 | 56% |
| 26/11/97 | 1635 | 936 | 1135 | 199 | 18% |
| 8/12/97 | 1580 | 716 | 1097 | 381 | 35% |
| 9/12/97 | 1675 | 712 | 1163 | 451 | 39% |
| Moyenne | | | | 558 | 37% |
| écart-type | | | | 368 | 16% |
| min | | | | 112 | 18% |
| max | | | | 1347 | 56% |

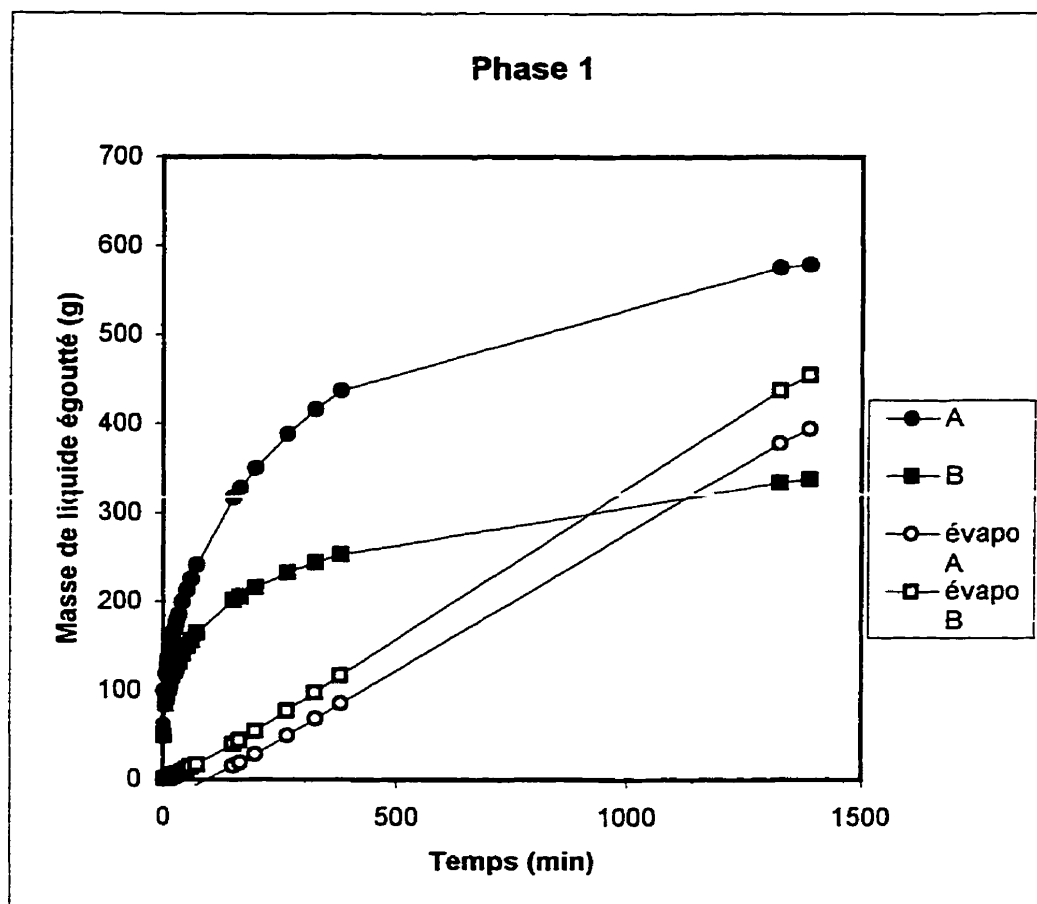
La biosorption est estimée comme étant la différence entre la DCO une fois diluée et la DCO mesurée obtenue à la fin de la première minute de réaction.

Où $DCOf_0' = DCOf_0 \times \text{dilution}$

biosorption (mg/l) = $DCOf_0' - DCOf_1$

biosorption (%) = biosorption (mg/l) / $DCOf_0'$

ANNEXE X : Résultats des tests de drainage réalisés sur les géotextiles des phases 1 et 2



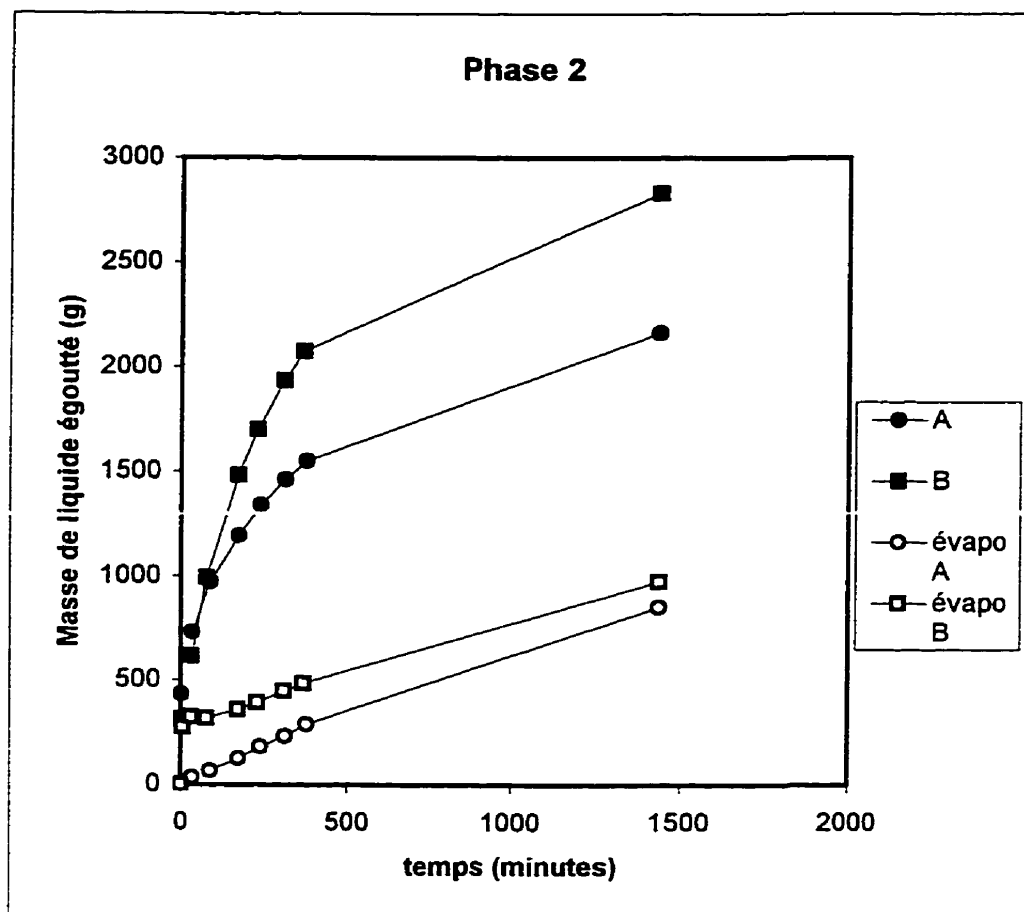
ANNEXE X : Résultats des tests de drainage réalisés sur les géotextiles des phases 1 et 2 (suite)

| Phase 1 | | | | | |
|------------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Structure A | | | Structure B | | |
| temps (min) | liquide égoutté (g) | liquide évaporé (g) | temps (min) | liquide égoutté (g) | liquide évaporé (g) |
| 1,5 | 61 | 0 | 0,5 | 49 | 0 |
| 3,5 | 99 | -16 | 2,5 | 49 | 0 |
| 7 | 118 | -16 | 6 | 84 | 1 |
| 9,5 | 129 | -16 | 8,5 | 93 | 1 |
| 12 | 136 | -16 | 11 | 99 | 1 |
| 14 | 142 | -16 | 13 | 103 | 2 |
| 15,5 | 147 | -15 | 15 | 106 | 2 |
| 17,5 | 152 | -15 | 17 | 110 | 3 |
| 21 | 161 | -15 | 21 | 116 | 3 |
| 25 | 168 | -14 | 24 | 121 | 4 |
| 28 | 171 | -14 | 27 | 125 | 5 |
| 30 | 178 | -14 | 30 | 128 | 5 |
| 35 | 186 | -13 | 33 | 132 | 6 |
| 43 | 199 | -12 | 42 | 141 | 9 |
| 52 | 213 | -10 | 51 | 149 | 11 |
| 61 | 225 | -8 | 60 | 156 | 14 |
| 73 | 241 | -5 | 72 | 164 | 17 |
| 151 | 317 | 15 | 150 | 201 | 40 |
| 165 | 327 | 19 | 164 | 206 | 44 |
| 198 | 350 | 29 | 197 | 216 | 54 |
| 266 | 389 | 50 | 265 | 233 | 77 |
| 325 | 416 | 68 | 324 | 244 | 98 |
| 379 | 438 | 85 | 378 | 253 | 116 |
| 1324 | 576 | 379 | 1323 | 334 | 438 |
| 1388 | 579 | 394 | 1387 | 338 | 455 |

16/07/97

Les masses initiales des géotextiles humides A et B sont 2982 g et 2838 g

ANNEXE X : Résultats des tests de drainage réalisés sur les géotextiles des phases 1 et 2 (suite)



ANNEXE X : Résultats des tests de drainage réalisés sur les géotextiles des phases 1 et 2 (suite)

| Phase 2 | | | | | |
|------------------------|--------------------------------|---------------------------------|------------------------|--------------------------------|---------------------------------|
| Structure A | | | Structure B | | |
| temps (min) | liquide égoutté (g) | liquide évapouré (g) | temps (min) | liquide égoutté (g) | liquide évapouré (g) |
| 0 | | 0 | 0 | | 0 |
| 1,5 | 433 | | 0,33 | 314 | |
| 35 | | 37 | 6,17 | | 275 |
| 36 | 732 | | 32 | | 325 |
| 91 | 971 | 69 | 34 | 618 | |
| 177 | 1195 | 126 | 79 | 992 | 321 |
| 241 | 1339 | 184 | 174 | 1483 | 363 |
| 314 | 1462 | 235 | 231 | 1703 | 393 |
| 378 | 1549 | 291 | 311 | 1935 | 451 |
| 1440 | 2164 | 855 | 369 | 2075 | 487 |
| | | | 1440 | 2830 | 975 |

16/12/97

Les masses initiales des géotextiles humides A et B sont 9139 g et 9863 g

ANNEXE XI : Résultats de l'essai de dénitrification du 17/09/97

| Échantillonnage | Temps | NO ₃ -N |
|------------------|-------|--------------------|
| | | mg/l |
| 1 | 0 | 3,41 |
| 2 | 20 | 2,21 |
| | | |
| ajout de 10 mg/l | 33 | <i>11,43</i> |
| 3 | 42 | 2,92 |
| 4 | 78 | 1,10 |
| 5 | 138 | 0,15 |
| 6 | 198 | 0,12 |
| 7 | 258 | 0,14 |

La valeur en italique est une valeur calculée

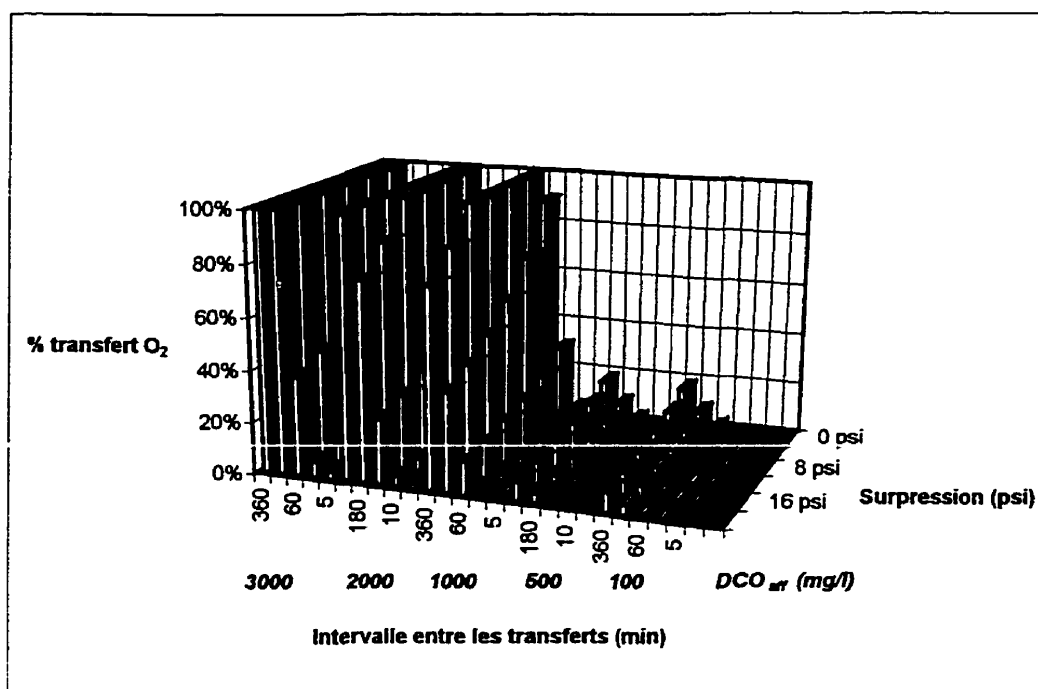
**ANNEXE XII : Pourcentage de l'oxygène fourni potentiellement utile à la
biodégradation en fonction de la charge organique, de la fréquence
de transfert et de la pression (suite)**
(Avec un temps de rétention hydraulique de 12 heures)

| surpression (psi) | | 0 | 4 | 8 | 12 | 16 | 20 | |
|------------------------|----------|---------------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|--------------------|
| fréquence de transfert | | | | | | | | |
| intervalle | nb/cycle | Pourcentage d'oxygène potentiellement utile | | | | | | concentration DBO5 |
| (min) | | | | | | | | (mg/l) |
| 5 | 144 | 0,25% | 0,20% | 0,16% | 0,14% | 0,12% | 0,11% | 100 |
| 10 | 72 | 0,50% | 0,39% | 0,32% | 0,28% | 0,24% | 0,21% | |
| 60 | 12 | 3,0% | 2,4% | 1,9% | 1,7% | 1,4% | 1,3% | |
| 180 | 4 | 9,0% | 7,1% | 5,8% | 5,0% | 4,3% | 3,8% | |
| 360 | 2 | 18% | 14% | 12% | 9,9% | 8,6% | 7,6% | |
| 5 | 144 | 1,25% | 0,20% | 0,16% | 0,14% | 0,12% | 0,11% | 500 |
| 10 | 72 | 0,50% | 0,39% | 0,32% | 0,28% | 0,24% | 0,21% | |
| 60 | 12 | 3,0% | 2,4% | 1,9% | 1,7% | 1,4% | 1,3% | |
| 180 | 4 | 9,0% | 7,1% | 5,8% | 5,0% | 4,3% | 3,8% | |
| 360 | 2 | 18% | 14% | 12% | 9,9% | 8,6% | 7,6% | |
| 5 | 144 | 2,5% | 2,0% | 1,6% | 1,4% | 1,2% | 1,1% | 1000 |
| 10 | 72 | 5,0% | 3,9% | 3,2% | 2,8% | 2,4% | 2,1% | |
| 60 | 12 | 30% | 24% | 19% | 17% | 14% | 13% | |
| 180 | 4 | 90% | 71% | 58% | 50% | 43% | 38% | |
| 360 | 2 | 180% | 142% | 117% | 99% | 86% | 76% | |
| 5 | 144 | 5,0% | 3,9% | 3,2% | 2,8% | 2,4% | 2,1% | 2000 |
| 10 | 72 | 10% | 7,9% | 6,5% | 5,5% | 4,8% | 4,2% | |
| 60 | 12 | 60% | 47% | 39% | 33% | 29% | 25% | |
| 180 | 4 | 180% | 142% | 117% | 99% | 86% | 76% | |
| 360 | 2 | 361% | 284% | 234% | 199% | 173% | 153% | |
| 5 | 144 | 7,5% | 5,9% | 4,9% | 4,1% | 3,6% | 3,2% | 3000 |
| 10 | 72 | 15% | 12% | 9,7% | 8,3% | 7,2% | 6,4% | |
| 60 | 12 | 90% | 71% | 58% | 50% | 43% | 38% | |
| 180 | 4 | 271% | 213% | 175% | 149% | 130% | 115% | |
| 360 | 2 | 541% | 426% | 351% | 298% | 259% | 229% | |

Les valeurs supérieures à 100% signifient que la totalité de l'oxygène fourni ne suffirait pas à la biodégradation de la charge de matière organique.

Les cases ombragées mettent en relief les conditions pour lesquelles les biotours ne sont pas concurrentielles du point de vue énergétique.

ANNEXE XII : Pourcentage de l'oxygène fourni potentiellement utile à la biodégradation en fonction de la charge organique, de la fréquence de transfert et de la pression
(Avec un temps de rétention hydraulique de 12 heures)



Les taux de transfert d'oxygène présentés sur cette figure correspondent au pourcentage de transfert d'oxygène minimum qu'un dispositif d'aération devrait pouvoir atteindre pour que la masse d'oxygène disponible à la biodégradation de la DBO₅ soit suffisante, à raison de 1 g O₂/g DBO₅.

En d'autres termes, ces taux de transfert représentent la fraction de la masse d'oxygène présente dans le volume d'air servant à pousser le liquide d'une tour à l'autre dans les biotours qui pourrait être utile à la dégradation du substrat. Il est ainsi possible de déterminer dans quelles conditions de concentration du substrat, de pression d'aération et de la fréquence de transfert les biotours sont concurrentielles du point de vue énergétique. On peut placer le plancher des taux de transfert, en-deça duquel les biotours ne sont plus concurrentielles, à 7 % (7 % étant un taux typique de transfert d'oxygène obtenu dans les bassins de boues activées.)

**ANNEXE XIII : Exemple de calcul du temps requis pour l'épuration du
substrat contenu dans le film liquide retenu sur le biofilm**

Paramètres

X (mg MVES)= **46100** (Colonisation de fin de phase 2)

k (1/d)= **10**

Ks (mg DCO/l)= **60** (tableau 8-7 M&E)

Vol retenu (l)= **1,175** (Morin 04/98)

Z= **0,9473**

Oxygène non-limitatif

| Contact | Conc. Ini. (mg DCO/l) | Conc. moy. (mg DCO/l) | rsu (min ⁻¹) | temps (min) |
|---------|--------------------------|--------------------------|-----------------------------|----------------|
| 0 | 975 | 325 | 270 | 4,24 |
| 1 | 924 | 308 | 268 | 4,05 |
| 2 | 875 | 292 | 266 | 3,87 |
| 3 | 829 | 276 | 263 | 3,70 |
| 4 | 785 | 262 | 260 | 3,54 |
| 5 | 744 | 246 | 258 | 3,39 |
| 6 | 705 | 235 | 255 | 3,25 |
| 7 | 667 | 222 | 252 | 3,11 |
| 8 | 632 | 211 | 249 | 2,98 |
| 9 | 599 | 200 | 246 | 2,86 |
| 10 | 567 | 189 | 243 | 2,74 |
| 11 | 537 | 179 | 240 | 2,63 |
| 12 | 509 | 170 | 237 | 2,53 |
| 13 | 482 | 161 | 233 | 2,43 |
| 14 | 457 | 152 | 230 | 2,34 |
| 15 | 433 | 144 | 226 | 2,25 |
| 16 | 410 | 137 | 222 | 2,17 |
| 17 | 388 | 129 | 219 | 2,09 |
| 18 | 368 | 123 | 215 | 2,01 |
| 19 | 349 | 116 | 211 | 1,94 |
| 20 | 330 | 110 | 207 | 1,87 |
| 21 | 313 | 104 | 203 | 1,81 |
| 22 | 296 | 99 | 199 | 1,75 |
| 23 | 281 | 94 | 195 | 1,69 |
| 24 | 266 | 89 | 191 | 1,64 |
| 25 | 252 | 84 | 187 | 1,59 |
| 26 | 239 | 80 | 182 | 1,54 |
| 27 | 226 | 75 | 178 | 1,49 |
| 28 | 214 | 71 | 174 | 1,45 |
| 29 | 203 | 68 | 170 | 1,41 |
| 30 | 192 | 64 | 165 | 1,37 |

$$r_{su} = \frac{k X S}{K_s + S}$$

Où X : biomasse fixée (mg/l) et S : substrat soluble (mg/l)